

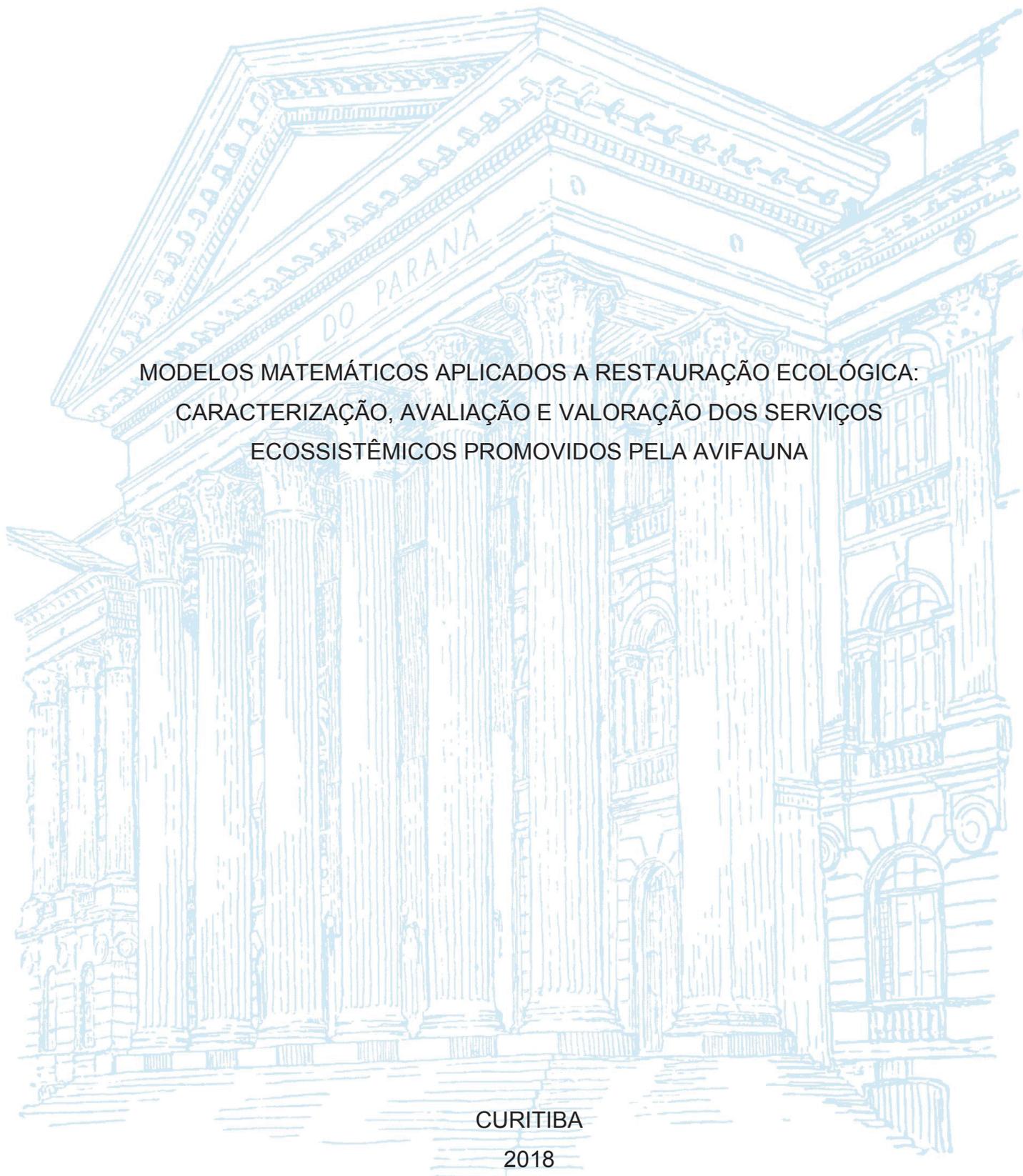
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUKAS RODRIGUES SOUZA

MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA:  
CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS PROMOVIDOS PELA AVIFAUNA

CURITIBA

2018



LUKAS RODRIGUES SOUZA

MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA:  
CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS PROMOVIDOS PELA AVIFAUNA

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Risso Errera

Coorientadora: Dra. Marina Elaine Wosniack

CURITIBA

2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELO SISTEMA DE BIBLIOTECAS/UFPR  
BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

---

SO729m Souza, Lukas Rodrigues  
Modelos matemáticos aplicados a restauração ecológica: caracterização, avaliação e valorização dos serviços ecossistêmicos promovidos pela avifauna / Lukas Rodrigues Souza. – Curitiba, 2018.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Risso Errera.  
Coorientadora: Profa. Dra. Marina Elaine Wosniack Frigo.

1. Modelos matemáticos. 2. Teoria constructal. 3. Restauração ecológica. I. Universidade Federal do Paraná. II. Errera, Marcelo Risso. III. Frigo, Marina Elaine Wosniack. IV. Título.

CDD: 639.95

---

Bibliotecária: Romilda Santos - CRB-9/1214



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA  
AMBIENTAL

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LUKAS RODRIGUES SOUZA** intitulada: **MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROMOVIDOS PELA AVIFAUNA**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 22 de Maio de 2018.

  
MARCELO RIZZO ERRERA  
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

  
ISABELA GALARDA VARASSIN  
Avaliador Externo (UFPR)

  
EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI  
Avaliador Interno (UFPR)

## DEDICATÓRIA

*Dedico esse trabalho em especial para minha mãe, Neuza Maria Rodrigues Souza, que me ensinou que as maiores virtudes de um ser humano são a humildade, o amor e a educação. E a minha avó, Laudelina Rodrigues Soares, a pessoa mais legal do mundo, que me ensinou de maneira excepcional sobre a bondade, o respeito a natureza e a esperança de um mundo melhor. Sou eternamente grato por não medirem esforços para transformarem meus sonhos em realidade.*

*Minha gratidão aos meus irmãos Brenno Rodrigues Souza e Barabara Rodrigues Souza por acreditarem e me apoiarem em meus estudos. E a toda minha família.*

Lukas Rodrigues Souza

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcelo Risso Errera pela oportunidade concedida e ao valioso conhecimento transmitido no PPGEA-UFPR.

A minha coorientadora Dra. Marina Elaine Wosniack por todos os auxílios e contribuições em meu projeto de pesquisa no PPGEA-UFPR.

A Prof. Isabela Galarda Varassin por ter viabilizado meus trabalhos de campo, pelas contribuições em minha pesquisa e pela disciplina no PPGEA-UFPR.

Aos ornitólogos Dr. André de Camargo Guaraldo e Me. Israel Schneiberg de Castro Lima por me auxiliarem quanto a meus trabalhos de campo.

Aos meus amigos Me. Thomas Jeferson Vieira, Eng. Ambiental Leon Fernando Micoanski, Eng. Ambiental Daniel de Oliveira e Souza, Felipe Braga Binder, Me. Yara Campos Miranda e Cayo Murillo de Araújo por ajudarem em diversos os momentos de minha pesquisa.

Aos meus professores de graduação Dra. Débora Cristina de Souza e Dr. Marcelo Galeazzi Caxambu, por serem profissionais exemplares e acreditarem no meu potencial.

Por fim, aos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Ecologia e Conservação da UFPR, à CAPES pela bolsa de estudos e à FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO por viabilizar meus trabalhos de campo.

*“Work to make the dream a possibility within another generation.”*

Marcus Mosiah Garvey

## RESUMO

Frente à importância das interações entre dispersores e plantas para a restauração ecológica, sua modelagem se faz necessária por ser uma ferramenta capaz de criar representações simplificadas dos sistemas ecológicos complexos com o objetivo de processar simulações e análises sobre os ecossistemas de interesse. O presente estudo fundamenta-se na integração de modelagem matemática, teoria constructal, redes de dispersão de sementes e dados quali-quantitativos da biodiversidade para simular a taxa de visitas de comunidades de avifauna dispersora em manchas nucleadoras presentes em áreas destinadas a restauração ecológica, em estágios iniciais de sucessão. Além disso, o serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovido pela comunidade de avifauna foi caracterizado e valorado por meio de um modelo proposto neste estudo. Realizou-se uma revisão na literatura para recriar cenários hipotéticos de restauração e duas coletas de dados em campo (*insitu*). As coletas em campo foram realizadas para caracterizar as interações em ambientes destinados a restauração ecológica e para levantar a taxa de remoção de frutos promovidas pela comunidade de avifauna em *Miconia cinerascens* Miq. Verificou-se através da caracterização da rede de interações (*insitu*), que é possível sugerir espécies-chave para a estrutura das redes. Quanto a validação do modelo, evidenciou-se que as estimativas da solução numérica baseada no método de monte carlo equivalem precisamente à solução analítica proposta por Frigo (2013). O modelo de interações apresentou bom potencial em estimar a taxa de visitas da avifauna e pode ser útil como ferramenta aos protocolos de restauração, por estimar o esforço de restauração necessário de acordo com a abundância da comunidade de avifauna. O modelo de valoração da dispersão de sementes permite estimar a quantidade de sementes com potencial de se tornarem plântulas, porém ainda não leva em consideração aspectos espaciais. Além disso, os modelos utilizados possuem parâmetros correlacionados e podem ser utilizados para avaliar e valorar processos ecológicos inerentes à restauração ecológica de florestas tropicais.

Palavras-chave: Modelagem matemática, teoria constructal, restauração ecológica e redes de dispersão de sementes.

## ABSTRACT

Given the importance of interactions between dispersers and plants for ecological restoration, modelling becomes a necessary tool capable of creating simplified representations of complex ecological systems in order to process simulations and analysis about the ecosystems of interest. The present study is based on the integration of mathematical modeling, constructal theory, seed dispersal networks and qualitative-quantitative data on biodiversity to stimulate the dispersal avifauna community visit rate in nucleating spots present in areas for ecological restoration, in the early stages of succession. Furthermore, the ecosystem service of seed dispersal promoted by the avifauna community was characterized and valued by the valuation model proposed in this study. A review was carried out in the literature to recreate hypothetical restoration scenarios and two field data collections (*in situ*). The data collections in the field were carried out to characterize the interactions in environments intended for ecological restoration and to evaluate the rate of fruit removal promoted by the avifauna community. It was verified through the characterization of the interactions network (*in situ*), that it is possible to suggest key species for the network structure. As for the validation of the model, it was evidenced that the numerical solution estimates based on the Monte Carlo method are equivalent to the analytical solution proposed by Frigo (2013). The interaction model presented good potential in estimating avifauna visitation rates and may be useful as a tool for restoration protocols, since it estimates the restoration effort required according to the abundance of the avifauna community. As for the seed dispersion valuation model, it was shown that it has potential to estimate the quantity of seeds with the potential to become seedlings, but it does not yet consider spatial aspects. Finally, the models used in the present study have correlated parameters, which allows the integration of both to evaluate and value ecological processes inherent to ecological restoration of tropical forests

Key-words: Mathematical modeling, design with constructal theory, ecological restoration and seed dispersal networks.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
1.1	OBJETIVOS .....	13
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>15</b>
2.1	MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS À ECOLOGIA .....	15
2.2	MODELO DE LOTKA-VOLTERRA .....	16
2.3	RESPOSTAS FUNCIONAIS .....	17
2.4	REDES DE INTERAÇÕES .....	21
2.4.1	Definições e expressões matemáticas de redes .....	23
2.5	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	25
2.6	PROTOCOLOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	28
2.6.1	Restauração ecológica passiva - Regeneração natural assistida.....	28
2.6.2	Restauração ecológica ativa - Técnicas nucleadoras de biodiversidade .....	29
2.7	DISPERSÃO DE SEMENTES PELA AVIFAUNA .....	30
2.8	CHUVA DE SEMENTES .....	32
2.9	MATA ATLÂNTICA .....	35
2.10	SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS .....	36
2.11	DESIGN COM TEORIA CONSTRUCTAL .....	38
2.12	MODELO DE INTERAÇÕES ENTRE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS .....	40
2.13	MÉTODO MATEMÁTICO DE MONTE CARLO .....	42
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>45</b>
3.1	COLETA DE DADOS <i>EX SITU</i> – REVISÃO DA LITERATURA.....	45
3.2	COLETA DE DADOS <i>IN SITU</i> - ÁREA DE ESTUDO I .....	46
3.2.1	Avifauna e manchas nucleadoras.....	46
3.3	COLETA DE DADOS <i>IN SITU</i> - ÁREA DE ESTUDO II .....	47
3.3.1	Taxa de remoção de frutos .....	47
3.4	REDES DE INTERAÇÕES .....	48
3.4.1	Construção das redes de interações .....	48
3.4.2	Análise das redes de interações.....	50
3.5	MODELO DE INTERAÇÕES ENTRE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS .....	50
3.5.1	Estimativa de parâmetros .....	50

3.5.2	Método numérico .....	51
3.5.3	Simulações .....	53
3.6	CENÁRIO I .....	54
3.6.1	Pressupostos do cenário I .....	54
3.6.2	Parâmetros de entrada do cenário I .....	54
3.7	CENÁRIO II .....	55
3.7.1	Pressupostos do cenário II .....	55
3.7.2	Parâmetros de entrada do cenário II .....	56
3.8	CENÁRIO III .....	57
3.8.1	Pressupostos do cenário III .....	58
3.8.2	Parâmetros de entrada do cenário III .....	58
3.9	VALORAÇÃO DA DISPERSÃO DE SEMENTES (VDS) PELA AVIFAUNA .....	59
3.10	CENÁRIO IV .....	60
3.10.1	Pressupostos do cenário IV .....	61
3.10.2	Parâmetros de entrada do cenário IV .....	61
<b>4</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>63</b>
4.1	SIMULAÇÃO I .....	63
4.2	SIMULAÇÃO II .....	69
4.3	SIMULAÇÃO III .....	76
4.4	SIMULAÇÃO IV .....	84
<b>5</b>	<b>ANÁLISE DOS RESULTADOS .....</b>	<b>85</b>
5.1	SIMULAÇÃO I .....	85
5.2	SIMULAÇÃO II .....	89
5.3	SIMULAÇÃO III .....	92
5.4	SIMULAÇÃO IV .....	97
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>100</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>101</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>122</b>
	MAPA MENTAL .....	122
	EQUIPAMENTOS DE COLETA DE DADOS <i>INSITU</i> .....	122
	SCRIPT MODELO VDS .....	123
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>125</b>
	SCRIPT MODELO DE INTERAÇÕES .....	125



## 1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais representam os ecossistemas terrestres com maiores índices de biodiversidade e de endemismos do mundo (ALROY, 2017). Embora exerçam importante papel no bem-estar da sociedade, as florestas tropicais são os ecossistemas mais ameaçados do mundo (ZWIENER et al., 2017). Dentre as principais causas de ameaça cita-se a fragmentação e perda de habitats, introdução de espécies exóticas invasoras, poluição e sobre exploração dos recursos naturais (MEA, 2005; METZGER, 2009, DA SILVA et al., 2018).

De acordo com Hansen et al. (2013), 32% dos ambientes naturais tropicais foram perdidos devido aos altos índices de desmatamento. A expectativa é que pressões antrópicas sobre as florestas tropicais aumentem devido a expansão do agronegócio e crescimento populacional desordenado (SOARES FILHO et al., 2014). No Brasil, os principais agentes de degradação são representados pela agricultura convencional e pecuária extensiva, que constituem as bases da economia local e fazem com que o país se insira na economia global por meio da exploração dos recursos naturais e desmatamento (PHALAN et al., 2013; KROGER, 2017).

Tais fatos somados a atividades com critérios questionáveis promovidas pelos poderes legislativos e executivos brasileiros têm potencial em deteriorar a biodiversidade e reduzir a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017). A título de exemplo, a aplicação da Lei 12.651/2012 reduziu áreas destinadas à restauração, alterou o tamanho das Áreas de Preservação Permanente (APP) e a função de Áreas de Reserva Legal (RL), o que prejudicou a dispersão da fauna e flora na paisagem e o fluxo gênico das espécies devido à redução de áreas florestais (SOARES FILHO et al., 2014).

Nesse cenário, a Mata Atlântica que originalmente ocupava mais de 1,5 milhões de km<sup>2</sup> do território brasileiro, paraguaio e argentino, foi reduzida a cerca de 163.377 km<sup>2</sup> e tornou-se o segundo bioma mais ameaçado de extinção no mundo, com apenas 11,7% de áreas remanescentes (RIBEIRO et al., 2009). Como resultado, o bioma em questão perde a capacidade de prover continuamente benefícios a mais de 60% da população brasileira (aproximadamente 120 milhões de pessoas) por meio de seus serviços ecossistêmicos como polinização, dispersão, produção de alimentos e controle de pragas (MONTROYA; ROGERS; MEMMOTT, 2012; FAO, 2010).

Se não pela própria diversidade biológica, por interesses antrópicos a conservação e preservação dos remanescentes florestais necessitam do auxílio da restauração ecológica para tentar restituir as populações e os serviços essenciais fornecidos pelos ecossistemas naturais (PINTO et al., 2014). A restauração ecológica representa um conjunto de atividades voltadas a restaurar ecossistemas degradados, danificados ou destruídos com o intuito de mitigar os efeitos nocivos das ações antrópicas, tais como perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (CLEWELL; ARONSON; WINTERHALDER, 2004). O objetivo de tal prática é promover um processo de restauração das comunidades através de ações diretas e indiretas, conduzidas por três princípios: reconstruir comunidades funcionais biodiversas e capazes de evoluir, estimular qualquer potencial de auto-recuperação (resiliência) e planejar ações em uma perspectiva de paisagem (RODRIGUES et al., 2009).

Nesse contexto, a teoria de redes de interações mutualísticas surge como uma ferramenta que permite compreender as relações entre complexidade e estabilidade ecológica e pode atuar como uma boa metodologia para a efetividade dos projetos de restauração na Mata Atlântica. Haja visto que a teoria de redes permite caracterizar e avaliar a estrutura dos sistemas ecológicos por meio de propriedades emergentes, e assim fornecer dados plausíveis para reconstruir a resiliência e persistência dos ecossistemas degradados destinados a restauração (TYLIANAKIS et al., 2010). A resiliência dos ecossistemas reflete a capacidade das comunidades voltarem ao equilíbrio após uma perturbação (e.g., THÉBAULT; FONTAINE, 2010). De acordo com Silva et al. (2015), uma boa metodologia para a restauração da resiliência em ecossistemas degradados compreende o restabelecimento das interações entre espécies.

As interações ecológicas entre animais e plantas compreendem um dos principais processos para manutenção e geração da biodiversidade, e são capazes de garantir a sustentabilidade das áreas restauradas (JORDANO et al., 2011). Dentre os tipos de interações destaca-se a dispersão de sementes por aves, que pode ser analisada por meio da abordagem de redes de interações (JORDANO; BASCOMPTE; OLESEN, 2003), haja visto que as plantas se beneficiam por suas sementes serem dispersas para longe da planta mãe, enquanto as aves recebem recompensa sob a forma de alimento (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Tal mutualismo entre espécies é

capaz de proporcionar um incremento ao banco de sementes, bem como acelerar o processo de sucessão ecológica em áreas degradadas (WUNDERLE, 1997).

A ausência de dispersores acarreta em diminuição na disponibilidade de propágulos oriundos da matriz florestal e compreende uma das principais barreiras para a regeneração natural de espécies florestais em ambientes degradados (ENGEL; PARROTA, 2003). As aves estão entre os principais frugívoros dispersores de sementes em florestas tropicais e possuem importante papel na manutenção dos bancos de sementes e no recrutamento e estabelecimento de espécies vegetais locais e de áreas próximas (KISSLING; BÖHNING-GAESE; JETZ, 2009; SILVA, 2015).

Frente à importância das interações entre dispersores e plantas para a restauração ecológica, a modelagem matemática das interações pode ser uma ferramenta capaz de criar representações simplificadas dos sistemas ecológicos complexos (JORGENSEN; BENDORICCHIO, 2001) com o objetivo de processar simulações e análises sobre o ecossistema de interesse (YUE; JORGENSEN; LAROCQUE, 2011). O modelo em questão foi proposto inicialmente por Errera et al. (2011), Errera et al. (2013) e Frigo (2013) que integraram a teoria constructal, a modelagem matemática e os dados da biodiversidade para determinação do número de visitas e da chuva de sementes em manchas nucleadoras.

Esse modelo foi elaborado para estágios iniciais de projetos de restauração, com foco nas interações entre dispersores e manchas nucleadoras. Sua utilização permite simular protocolos de restauração e tem potencial em prever a combinação de parâmetros que aumente o fluxo de sementes para a área degradada com menor esforço de restauração (ERRERA et al., 2017). A visitação representa um parâmetro descritivo da força de interação entre o dispersor e a comunidade vegetal e pode ser representado por meio de redes de interações mutualísticas. A teoria constructal contribui para a previsão da estrutura ideal da rede de interações entre dispersores e manchas nucleadoras, de modo a aumentar o fluxo de riqueza entre a matriz florestal e a área degradada (ERRERA et al., 2013).

Fundamentado nesse contexto, o presente trabalho aborda a utilização de modelagem matemática e teoria constructal para simular a taxa de visitação da comunidade de avifauna dispersora em manchas nucleadoras presentes em áreas destinadas a restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão. Além disso, propõe-se caracterizar e valorar o serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovido pelas aves.

## 1.1 OBJETIVOS

Frente ao ambicioso propósito estabelecido pelo governo de restaurar doze milhões de hectares de áreas degradadas até 31 de dezembro de 2030, estabelecido por meio do Decreto nº 8.972 de janeiro de 2017, a presente pesquisa tem como finalidade desenvolver uma ferramenta capaz de aumentar a eficácia dos projetos de restauração com base na teoria constructal e na modelagem matemática. Pretende-se através da integração desses conhecimentos caracterizar e analisar a contribuição da avifauna e das manchas nucleadoras aos projetos de restauração.

O Projeto de Lei (PL) 312/2015 almeja instituir a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA). Porém o processo ecológico da dispersão de sementes não possui um modelo de valoração quantitativa consolidado. Fundamentado nesse contexto, o presente trabalho pretende propor um modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes realizada pela avifauna com base na taxa de remoção de frutos.

### OBJETIVOS GERAIS

Utilizar a modelagem matemática e a teoria constructal para simular a taxa de visitação da comunidade de avifauna dispersora em manchas nucleadoras presentes em áreas destinadas a restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão, e posteriormente, propor um modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovidos pela avifauna.

### OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a estrutura da rede de interações entre avifauna dispersora e manchas nucleadoras de uma área degradada destinada a restauração ecológica passiva adjacente a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Salto Morato, Guaraqueçaba-PR – Rede *insitu*;
- Levantar uma rede de interações hipotética entre espécies avifauna dispersora e espécies de plantas pioneiras usuais em projetos de restauração ecológica na Mata Atlântica – Rede *exsitu*;

- Abordar numericamente o Modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras segundo Errera et al. (2013) para simular as taxas de visitas de dispersores em manchas nucleadoras para as redes *insitu* e *exsitu*;
- Levantar a taxa de remoção de frutos promovidos pela comunidade de avifauna na RPPN Salto Morato, Guaraqueçaba-PR para propor um modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 MODELOS MATEMÁTICOS APLICADOS À ECOLOGIA

O desenvolvimento de modelos matemáticos surgiu da necessidade de se representar os fenômenos observados de maneira simplificada, com a vantagem de englobar somente as propriedades e funções mais importantes dos sistemas para resolução de problemas e obtenção de previsões (JOHNSON; OMLAND, 2004; OTTO; DAY, 2007). Os ecólogos, desde o século XVIII aplicam com êxito modelos matemáticos para solucionar questões complexas (ANGELINI, 1999). Destaca-se alguns exemplos importantes como os modelos biológicos fundamentais: crescimento exponencial, crescimento logístico e de presas e predadores (MALTHUS, 1798; VERHULST, 1838; LOTKA, 1925; VOLTERRA, 1926), modelo de teias tróficas (LINDEMAN, 1942), o modelo de crescimento populacional com distribuição etária (LESLIE, 1945), modelo de distribuição espacial de populações (SKELLAM, 1951), modelo de relação entre diversidade-estabilidade ecológica (MAY, 1972), modelo de sucessão ecológica (CONNELL, SLATYER, 1977), modelos ecológicos com princípios termodinâmicos (ODUM, 1988), modelo de fragmentação de habitats (BASCOMPTE, SOLÉ, 1996), modelos de redes neurais artificiais e modelos de autômatos celulares (JORGENSEN, 2008)

Modelos matemáticos aplicados à ecologia permitem consolidar hipóteses e teorias ecológicas em leis da natureza através da estatística e da matemática (CASWELL, 1988; JORGENSEN, 1994) e viabilizam a realização de testes de processos quantitativos através de formulações matemáticas reguladas por operações computacionais (GOTELLI, 2009). De maneira geral, os modelos ecológicos concentram os conhecimentos empíricos sobre a situação problema por meio de equações que permitem enunciar formalmente como os componentes de um ecossistema interagem (GERTSEV; GERTSEVA, 2004). Assim, os conceitos físicos e biológicos dos ecossistemas são transformados em um conjunto de relações matemáticas e servem de ferramenta para testar cenários teóricos e processos ecológicos (ODUM, 1988).

Usualmente os modelos são formados por quatro elementos básicos: as variáveis, que são conjuntos numéricos representando o estado ou a condição do sistema; os componentes, que são os compartimentos do sistema; os fluxos, que são

as interações que ocorrem entre os componentes do sistema; e as funções motrizes, que são as equações que caracterizam o sistema, compostas por parâmetros constantes que permitem obter modelos estocásticos e determinísticos (ODUM; GARY, 2007; JORGENSEN; FATH, 2011). Sob o contexto do presente estudo, a modelagem representa uma metodologia útil para a solução dos problemas ambientais gerados pelas atividades antrópicas e sua utilização permite que simplificações formais de ecossistemas complexos sejam realizadas para manejar adequadamente os recursos naturais (GILLMAN, 2009; YUE; JORGENSEN; LAROCQUE, 2011).

## 2.2 MODELO DE LOTKA-VOLTERRA

O advento da utilização de representações simplificadas e equacionadas da realidade com o objetivo de prever situações futuras em ecologia se deu, principalmente, pelo desenvolvimento de estudos populacionais de presas e predadores em interação. Albert Lotka (1925) e Vito Volterra (1926) desenvolveram, separadamente, modelos iguais para descrever a interação entre populações de parasitas e seus hospedeiros, competição, predadores e presas ou outras interações entre duas espécies.

As equações de Lotka-Volterra são de caráter determinístico. As taxas intrínsecas de crescimento de cada espécie envolvida na interação se associam aos seus próprios crescimentos e, também, ao efeito inibitório da espécie competidora, expresso por um coeficiente de competição ou predação. O modelo ecológico em questão tem como base o modelo de crescimento logístico e assume que a competição deve ocorrer em um espaço limitado em que cada população tem um nível de equilíbrio definido, de modo que as equações de crescimento simultâneo podem ser escritas da seguinte forma para presas e predadores, respectivamente (GOTELLI; ELLISON, 2016):

$$\frac{dN}{dt} = rN - CNP \quad (2.1)$$

$$\frac{dP}{dt} = -dP + gNP \quad (2.2)$$

$N$  - População de presas;

$P$  - População de predadores;

$r$  - Taxa de crescimento da população de presas;

$d$  - Taxa de mortalidade dos predadores;

$C$  - Eficiência de caça (ou busca) do predador;

$g$  - Eficiência de conversão de presas consumidas em novos predadores.

### Pressupostos do modelo

- Ausência de imigração ou emigração, ou seja, a população é fechada e as alterações dependem apenas de nascimentos e mortes locais.
- Ausência de estrutura genética, ou seja, todos os indivíduos realizam as mesmas taxas de natalidade e mortalidade independente da classe etária.
- Assume-se crescimento contínuo sem retardos.
- O crescimento populacional de presas só é limitado pela predação.
- O predador é considerado como um especialista que só pode persistir no tempo na presença da população de presas.
- Cada predador pode consumir um número infinito de presas durante o seu tempo de atividade.
- Os predadores e as presas se encontram ao acaso em um ambiente homogêneo, ou seja, as presas não dispõem de refúgios espaciais ou temporais para se protegerem dos predadores.

### 2.3 RESPOSTAS FUNCIONAIS

As respostas funcionais constituem a denominação que representa a relação entre a taxa de consumo de um determinado predador com a densidade de suas presas e permitem refinar as equações do Modelo de Lotka-Volterra pela inclusão de parâmetros mais realistas (HOLLING, 1959). Usualmente adota-se três tipos:

## Tipo I

O modelo ecológico presa-predador de Lotka-Volterra considera que o número de presas consumidas por predadores, em determinado intervalo de tempo, aumenta linear e indefinidamente à medida que a densidade da população de presas aumenta. Entretanto essa consideração não representa de fato a realidade, pois resulta em uma situação em que os predadores comem infinitamente e não se saciam (HOLLING, 1959). Esse cenário é representado pela função Tipo I:

$$N_c = CN \quad (2.3)$$

$N_c$  - Número total de presas capturadas por predador;

$C$  - Eficiência de busca dos predadores;

$N$  - População de presas.

O tempo limitado de atividade do predador não considera no modelo à saciedade, nem o tempo de manuseio dos predadores ao empreenderem a predação sobre suas vítimas.

## Tipo II

A partir da Resposta Funcional do Tipo I, é possível realizar adaptações para torná-la mais realista. Agregam-se ao modelo as características de hábito dos animais, pois os mesmos não ocupam 100% de seu tempo em busca de presas, mas também investem em predar, comer e digerir. Ao considerar ( $t_b$ ) como o tempo de busca e ( $t_m$ ) como o tempo de manuseio, o tempo total gasto por predador para buscar e manusear suas presas ( $t$ ) é (HOLLING, 1959):

$$t = t_b + t_m \quad (2.4)$$

Pode-se calcular a taxa de presas capturadas por predador ( $N_c$ ) pelo produto da eficiência de busca ( $C$ ), do número total de presas ( $N$ ) e tempo de busca ( $t_b$ ):

$$N_c = CNt_b \quad (2.5)$$

Desta maneira o tempo de busca ( $t_b$ ) pode ser representado por:

$$t_b = \frac{N_c}{CN} \quad (2.6)$$

Ao considerar ( $m$ ) como o tempo gasto com manuseio por presa capturada, temos:

$$m = \frac{t_m}{N_c} \quad (2.7)$$

Reorganizando a equação (2.7), pode-se obter o tempo de manuseio ( $t_m$ ):

$$t_m = mN_c \quad (2.8)$$

Substituindo as equações (2.6) e (2.8), em (2.4), pode-se obter o tempo total gasto por predador para buscar e manusear suas presas:

$$t = \frac{N_c}{CN} + mN_c \quad (2.9)$$

Reorganizando a equação (2.9) obtém-se a expressão da taxa de presa consumida por predador (Resposta Funcional do Tipo II), que representa a taxa de alimentação dos predadores em relação à eficiência de captura, à densidade de presas e ao tempo de manuseio:

$$N_c = \frac{CNt}{1 + CNm} \quad (2.10)$$

Ressalta-se que se o tempo gasto com manuseio por presa capturada ( $m$ ) ou o número de presas ( $N$ ) for pequeno, o termo ( $CNm$ ) se torna desprezível e a resposta funcional tende a do Tipo I ( $CN$ ). Porém se o número de presas ( $N$ ) aumenta, a taxa de alimentação diminui até um ponto de saturação ( $1/m$ ), que representa a taxa de alimentação máxima.

Ao dividir toda a equação (2.10) por  $(Cm)$  e atribuir a constante  $(K_{max})$  para taxa de alimentação máxima  $(1/m)$  e uma constante  $(D)$  igual a  $(1/Cm)$  para a constante de meia saturação, que representa o valor do número de presas para qual a taxa de alimentação chega à metade de seu valor máximo  $(1/2m)$ . É possível obter a seguinte equação:

$$N_c = \frac{K_{m\acute{a}x} \cdot N}{D + N} \quad (2.11)$$

### Tipo III

A resposta funcional do Tipo III, como na resposta do Tipo II, considera que a taxa de alimentação se aproxima assintoticamente de um valor máximo de  $(K_{m\acute{a}x})$ , porém apresenta uma curva sigmoideal, de maneira que se a densidade de presas for baixa, a taxa de consumo também segue esse padrão. De acordo com a seguinte equação (HOLLING, 1959):

$$N_c = \frac{K_{m\acute{a}x} \cdot N^2}{D^2 + N^2} \quad (2.12)$$

A equação acima representa a Resposta Funcional do Tipo III e pode ser associada a três situações na natureza:

- Habitat com número limitado de abrigos seguros para as presas. Dessa forma, em baixas densidades a maior parte da população estará protegida e as taxas de consumo diminuirão. Já em altas densidades ocorre o inverso.
- Com baixas densidades de presas os predadores gastam mais em seu tempo de busca, diminuindo sua eficiência de caça.
- Com a escassez de uma espécie de presa os predadores caçam outras espécies, diminuindo a pressão sob espécies com menor abundância.

## 2.4 REDES DE INTERAÇÕES

Os diversos exemplos de sistemas como sociedades humanas, internet, populações animais, teias tróficas e mutualismos podem ser definidos como conjuntos formados por elementos interconectados através de interações (WATTS, STROGATZ, 1998; ALBERT, JEONG, BARABÁSI; 1999; GUIMARÃES JR. et al., 2007, PIMM, 2002; JORDANO, 1987; BASCOMPTE et al., 2003). Quando tais elementos são reunidos para interagir ocorre o fenômeno natural da montagem de sistemas, denominada na ciência de redes por complexidade (BARABÁSI, 2012). A partir da montagem de sistemas, formam-se as propriedades emergentes, que são padrões observados que permitem caracterizar a estrutura dos sistemas e resultam das interações entre os elementos (GUIMARÃES JR., 2010). Os estudos dessas propriedades podem auxiliar a inferir sobre quais processos são responsáveis por organizar as interações, e assim obter previsões acerca dos sistemas (VÁZQUEZ et al., 2009).

A metodologia utilizada para descrever e estudar a estrutura dos diversos sistemas é realizada por meio de grafos, que são representações dos sistemas através de figuras compostas por um conjunto de pontos (vértices ou nós) ligados por linhas (arestas ou conexões) (BARABÁSI, 2002). Desde o surgimento da teoria dos grafos, diversos pesquisadores utilizaram tal metodologia para resolução de problemas específicos de diversas áreas como transportes, comunicações, transmissão de energia, computação e sociologia (WATTS, 2003; CHRISTAKIS; FOWLER, 2009). Na área da ecologia estabeleceu-se a premissa de que interações entre espécies formam redes complexas e seu estudo auxiliou os ecólogos a inferir sobre os processos evolutivos responsáveis por organizar as interações ecológicas (BASCOMPTE, JORDANO; 2007).

A teoria de redes começou a ser utilizada em ecologia a partir de trabalhos clássicos como de Camerano (1880) que retratou interações tróficas de uma comunidade através de redes, Pierce, Cushman e Hood (1912) que empreenderam o controle de populações de uma espécie de besouro a partir de redes, Summerhayes e Elton (1923) que constataram a importância do tamanho do corpo na organização de redes tróficas, Lindeman (1942) que reconheceu princípios básicos de organização dos sistemas ecológicos, MacArthur (1955) que avaliou a relação entre complexidade e estabilidade em redes tróficas, Odum (1988) que tratou sobre o funcionamento

global em termos de processamento de energia por meio de redes, May (1972) que estudou modelos matemáticos e redes tróficas para avaliar a questão da complexidade e estabilidade ecológica, Tilman (1994) que desenvolveu experimentos com redes para verificar a relação entre diversidade e produção de biomassa e Ulanowicz (1997) que desenvolveu um macro descritor do desenvolvimento de um ecossistema baseado em informações sobre a estrutura de uma rede ponderada e em fluxos de biomassa entre espécies. Por consequência, esses trabalhos promoveram a investigação das propriedades emergentes dos sistemas ecológicos, que não eram perceptíveis pela análise individual dos elementos (JORDANO, 1987).

Uma nova fase do estudo de redes complexas em ecologia foi iniciada pelos trabalhos de Jordano, Bascompte e Olesen (2003) e Bascompte et al. (2003) que analisaram a estrutura de redes de interação mutualística entre plantas e animais, descobrindo um padrão de organização denominado aninhamento. Além disso, descobriram que restrições morfológicas e fenológicas restringiam o número de ligações possíveis entre as espécies. Esses trabalhos permitiram aos pesquisadores acessar os conhecimentos acumulados sobre os sistemas ecológicos para compreender como funções naturais são geradas a partir da complexidade dos sistemas (BASCOMPTE; JORDANO, 2007) e assim constatar como tais sistemas são capazes de gerar processos ecológicos, e consequentemente, serviços ambientais à sociedade humana e ao meio ambiente em geral (MELLO, 2013; TYLIANAKIS et al., 2010). Dessa forma as ferramentas da teoria de redes complexas puderam ser aplicadas e utilizadas para compreensão dos sistemas ecológicos num sentido mais funcional, em contrapartida às usuais análises estruturais da biodiversidade como riqueza e abundância de espécies (BASCOMPTE, 2007).

A título de exemplo, as redes de interações permitem prever as consequências da restauração ecológica de ambientes degradados através da descrição e quantificação das interações entre as espécies que utilizam tal ambiente (BASCOMPTE, 2009; BLÜTHGEN, 2010). As propriedades das redes de interações permitem aos restauradores identificar as principais espécies de plantas que podem auxiliar nos maiores incrementos de biodiversidade, além de permitir avaliar os efeitos indiretos da introdução de espécies nas áreas destinadas a restauração (MELLO, 2013; HAGEN et al., 2012; POCOCK, EVANS, MEMMOTT, 2012). Ao restaurar as interações ecológicas e suas funções, como a dispersão de sementes, otimiza-se a regeneração de florestas nativas degradadas (WUNDERLE JR., 1997; PALMER;

FILOSO, 2009) e possibilita-se que o ecossistema retorne progressivamente a uma condição de auto sustentabilidade (BASCOMPTE, JORDANO, 2007; RIBEIRO DA SILVA et al., 2015; RODRIGUES et al., 2011).

#### 2.4.1 Definições e expressões matemáticas de redes

O **aninhamento** representa um padrão de interação no estudo de redes, no qual espécies com poucas interações (especialistas) tendem a interagir com espécies com muitas interações (generalistas) (JORDANO; BASCOMPTE; OLESEN, 2003).

Atualmente acredita-se que tal propriedade aumenta a resistência do sistema a extinções, pois espécies com poucas interações, geralmente mais sensíveis, se “ancoram” (interagem) em espécies generalistas, que costumam suportar melhor as adversidades. Há uma métrica proposta por Almeida Neto et al. (2008) denominada *NODF* - acrônimo para a métrica de aninhamento com base em sobreposição e preenchimento decrescente (*nestedness metric based on overlap and decreasing fill*):

$$NODF = \frac{\Sigma N_{par}}{\frac{n(n-1)}{2} + \frac{m(m-1)}{2}} \quad (2.13)$$

**NODF** – Aninhamento com base em sobreposição e preenchimento decrescente;

$N_{par}$  - Grau de aninhamento emparelhado;

$n$  – Número de colunas;

$m$  - Número de linhas.

Duas propriedades básicas são necessárias para que a matriz tenha o aninhamento em seu grau máximo de acordo com a métrica *NODF*: (1) sobreposição completa de uma das colunas da direita para a esquerda e das linhas para cima e para baixo, e (2) diminuição dos totais marginais entre todos os pares de colunas e todos os pares de linhas.

A **modularidade** é capaz de identificar os grupos de espécies que interagem mais entre si do que com outras espécies (OLESEN et al., 2007). A métrica em questão representa a propriedade emergente dos sistemas complexos em que elementos e conexões são divididos em subgrupos mais ligados entre si do que com outros.

Essa propriedade está diretamente relacionada aos conceitos ecológicos de guilda e/ou grupo funcional, que são subconjuntos de espécies que desempenham um papel similar em determinado ecossistema (MELLO et al., 2011). Sua importância é fundamental para o estudo de redes e para os objetivos de conservação, pois cada subgrupo tem potencial de atuar de maneiras diferentes, e em alguns casos, um módulo não substitui o outro que seja perdido. Tal métrica é calculada de acordo com a seguinte equação (GUIMERA; AMARAL, 2005):

$$M = \sum_{s=1}^{N_M} \left[ \frac{l_s}{L} \left( \frac{d_s}{2L} \right) \right] \quad (2.14)$$

$N_M$  - Número de módulos;

$l_s$  - Número de ligações entre os nós no módulo  $s$ ;

$L$  - Número de ligações na rede;

$d_s$  - Soma dos graus dos nós no módulo  $s$ .

A **conectância** é uma propriedade de redes que representa a porcentagem de interações presentes na rede em relação ao total de interações possíveis, expressando o nível de ligação entre as espécies (OLESEN; JORDANO, 2002), e caracteriza-se por ser uma medida geral do nível de generalização das espécies que compõe a rede (JORDANO, 1987). A **conectância** é calculada através da métrica a seguir:

$$C = 100 \frac{I}{M} \quad (2.15)$$

$C$  – Conectância;

$I$  - Total de interações de uma determinada rede;

$M$  - Tamanho da rede.

$$M = AP \quad (2.16)$$

$A$  - Número total das espécies de animais em um habitat;

$P$  - Número total das espécies de plantas em um habitat.

Para verificar a importância das espécies para a estrutura da rede de interações utilizou-se a propriedade estrutural ao nível das espécies denominada **centralidade por intermédio (*betweenness centrality*)**, que é uma função que atribui um valor numérico para cada espécie da rede de acordo com a sua posição estrutural (JORDÁN, LIU; DAVIS, 2006). A equação para o cálculo dessa métrica é a seguinte:

$$BC_i = \frac{2 \sum_{j < k} g_{jk}(i) / g_{jk}}{(n - 1)(n - 2)} \quad (2.17)$$

$BC_i$  – Centralidade por intermédio da espécie  $i$ ;

$g_{jk}(i)$  – Número de interações mais curtas entre  $j$  e  $k$  que passam por  $i$ ;

$g_{jk}$  – Número de interações mais curtas que ligam as espécies  $j$  e  $k$ ;

$n$  – Número de espécies na rede.

## 2.5 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Os ecossistemas brasileiros representam aproximadamente 1/3 de todos os remanescentes florestais considerados como repositórios de biodiversidade do mundo. Sua importância se defronta ao uso humano, capaz de alterar significativamente a estrutura e a funcionalidade dos habitats naturais (BRASIL, 2006). A dependência humana sobre os ecossistemas nativos ou sobre seus recursos é sempre crescente, seja por suas funções ecológicas ou por seus serviços ambientais prestados, que ainda não são devidamente valorados pelas atuais políticas públicas de gestão e desenvolvimento ambiental (AYRES; MARIGO, 2005).

Como resultado, geram-se ambientes naturais fragmentados e degradados inseridos em uma paisagem com matrizes antrópicas altamente impactantes e impermeáveis. Os remanescentes florestais são exíguos e insuficientes para garantir a integridade da biodiversidade, de seus serviços ambientais prestados e de sua conservação em médio e longo prazo (CHAZDON et al., 2009). Nesse cenário, a prática da restauração ecológica emerge como uma alternativa para reverter tal quadro negativo, de modo a restaurar a estrutura e função dos ecossistemas nativos e garantir que a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos perdidos pelas ações antrópicas sejam resgatados (BENAYAS et al., 2009).

Há de se considerar que todos os ecossistemas estão sujeitos a distúrbios não só pelas ações antrópicas, mas também por causas naturais. A principal questão

é atentar-se ao atributo fundamental do ecossistema de ser capaz de mudar com o tempo, seja em maior ou menor grau. Tal consideração implica que os ecossistemas não são estáveis e que mudanças alteram constantemente a estrutura e a função dos mesmos (RODRIGUES et al., 2009). As reações dos ecossistemas ajustam sua dinâmica para se adaptar ao regime local de distúrbios, que podem ser descritos em relação ao tamanho da área afetada, seu tempo de permanência, frequência de eventos por unidade de tempo e intensidade (TABARELLI et al., 2010).

Os ecossistemas possuem estabilidade e resiliência aos distúrbios naturais e antrópicos. A estabilidade refere-se à capacidade de absorver impactos e a resiliência refere-se à habilidade do ecossistema em recuperar-se de flutuações internas provocadas pelos fatores de perturbação. A partir da integração desses conceitos, é possível evidenciar que os ecossistemas se mantêm em estado de equilíbrio dinâmico e que os mesmos são capazes de regular a variação gerada pelos distúrbios em sua estrutura e em seus processos ecológicos (TIVY, 1993).

Na atualidade os distúrbios antrópicos são de maior escala, maior intensidade e frequência que os distúrbios naturais dos quais os ecossistemas evoluíram e se adaptaram, fazendo com que a resiliência seja destruída e sua recuperação improvável de acontecer naturalmente em virtude das ações antrópicas nocivas. Dessa forma, o equilíbrio dinâmico é comprometido pelas mudanças extremas no regime de distúrbios característicos e faz com que as flutuações ambientais ultrapassem o seu limite homeostático (CARPANEZZI et al., 1990). Quando os ecossistemas perdem sua capacidade de resiliência, também diminuem sua resistência a novos distúrbios e apresentam potencial em colapsar ou atingir pontos irreversíveis de degradação. Nesses casos a intervenção do homem é necessária para estabilizar e reverter os processos de degradação, bem como acelerar e direcionar a sucessão natural desses ambientes (ENGEL; PARROTA, 2003).

Frente ao cenário atual de degradação ambiental se faz necessário mitigar os impactos antrópicos aos quais os ecossistemas naturais são submetidos. Somente na década de 1980 que se desenvolve a ciência da Ecologia da Restauração, esclarecendo que o conceito de restauração ecológica não era o de se alcançar as condições originais dos ecossistemas, pois as mesmas não seriam ao menos conhecidas, além disso, os rumos da sucessão ecológica dificilmente são previstos. Isso fez com que o emprego de restauração ecológica se tornasse menos usual no

passado, predominando a utilização do termo recuperação de áreas degradadas (ENGEL; PARROTA, 2003).

Destaca-se, porém, que a restauração ecológica é uma prática que compreende aspectos muito mais amplos que apenas aplicar simples pacotes de técnicas silviculturais e, portanto, leva em consideração a diversidade biológica, as questões genéticas e os processos ecológicos locais (BRANCALION, CHAZDON; 2017). A prática em questão se faz necessária quando o limiar de degradação é ultrapassado, a resiliência do ecossistema é afetada e sua capacidade de se autorregenerar é afetada (TABARELLI et al., 2010).

A restauração ecológica tem como atributos funcionais restabelecer os processos ecológicos e atrair as espécies que auxiliam no estabelecimento dos processos sucessionais locais. O resultado é a conversão de áreas degradadas em ecossistemas biologicamente viáveis e capazes de influenciar positivamente a persistência da biodiversidade (RODRIGUES et al., 2009; PERES et al., 2013). Em relação à definição mais recente do termo restauração ecológica, a definição com maior concordância entre os pesquisadores, é apresentada pela *Society for Ecological Restoration*, que define a prática em questão como (GANN; LAMB, 2006): "A ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais."

No exercício da restauração ecológica, os projetos têm como objetivo restabelecer comunidades de fauna e flora com alta variabilidade de espécies para que a dinâmica sucessional e os processos ecológicos possam ser desencadeados e, assim, permitir a viabilidade biológica da área restaurada, aproximando ao máximo a estrutura e a função do ecossistema antes da degradação (PERES et al., 2013).

O respaldo legal da restauração ecológica baseia-se, principalmente, no Decreto nº 8.972, de janeiro de 2017, que institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PROVEG). Em seu Art. 2º, inciso II, estabelece que deve-se impulsionar a regularização ambiental das propriedades rurais brasileiras, em área total de, no mínimo, doze milhões de hectares, até 31 de dezembro de 2030. A PROVEG é de responsabilidade do Poder Executivo Federal em cooperação com Estados, Municípios, com o Distrito Federal e organizações da sociedade civil e privadas.

O Art. 3º, inciso V, define o termo restauração ecológica como a intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica. O inciso VI, define recuperação ou recomposição da vegetação nativa como a restituição da cobertura vegetal nativa por meio de implantação de sistema agroflorestal, de reflorestamento, de regeneração natural da vegetação, de reabilitação ecológica e de restauração ecológica.

Dentre as diretrizes do PROVEG, cita-se o inciso III, que estabelece a proteção dos recursos hídricos e a conservação do solo, o inciso IV que incentiva a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Em seu Art. 5º prevê a implementação do PROVEG por meio do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) em integração com outros planos nacionais. Em seu Art. 6º o PLANAVEG contempla no inciso VI, o fomento à pesquisa, ao desenvolvimento e a inovação de técnicas referentes à recuperação da vegetação nativa.

## 2.6 PROTOCOLOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

### 2.6.1 Restauração ecológica passiva - Regeneração natural assistida

Antes de iniciar a indução da regeneração natural deve-se realizar levantamentos florísticos e a fitossociologia das matrizes ou fragmentos florestais mais próximos para análise quali-quantitativa da vegetação e verificação das condições genéticas destas populações. Em seguida deve-se cessar todos os fatores de perturbação da área, elaborar um conjunto de intervenções planejadas que visam potencializar a regeneração natural da vegetação e monitorar constantemente a condução do processo de restauração ecológica. Dessa maneira o ecossistema degradado retorna progressivamente rumo a um estado ou trajetória desejável pré-existente, por meio de sua capacidade de resiliência, sucessão ou regeneração natural (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

## 2.6.2 Restauração ecológica ativa - Técnicas nucleadoras de biodiversidade

A teoria da nucleação foi inicialmente proposta por Yarranton e Morrison (1974), que evidenciaram a capacidade de organismos vegetais em formar micro-habitats através da melhoria das condições ambientais e da atratividade de uma diversidade de espécies, que culminam na transformação dos micro-habitat em núcleos de diversidade. Com base no conceito de nucleação, Reis et al. (2003) foi capaz de simular os mecanismos ecológicos descritos acima ao estabelecer as técnicas nucleadoras da biodiversidade para aplicação em projetos de restauração ecológica, como por exemplo: abrigos artificiais, coberturas vivas, transposição de solo e chuva de sementes e poleiros artificiais.

As técnicas em questão levam em conta o conceito de nucleação, por considerar todos os elementos biológicos e abióticos com potencial em formar novas populações dentro de comunidades em processo de restauração. Dessa forma a facilitação e a criação de novos nichos de regeneração/colonização permitem recuperar naturalmente os ecossistemas degradados. E ainda possibilita a integração de paisagens fragmentadas através dos fluxos ecológicos, que promovem a conectividade dos fragmentos florestais para as áreas em restauração, e depois da área restaurada para paisagem (TRES; REIS, 2009).

Nesse sentido o processo nucleador atua na paisagem em duas escalas, a escala local (áreas degradadas a restaurar) e a escala de paisagem (áreas desconectadas pela fragmentação). Em que os remanescentes florestais fragmentados representam os últimos núcleos de diversidade e os maiores potenciais de funcionalidade e estocasticidade de áreas naturais. A ideia central é buscar os diversos elementos desses fragmentos, como solo, sementes, microrganismos, e agregá-los às áreas em processo de restauração. Dessa forma a nucleação propicia a formação de pequenos núcleos de diversidade, que com o tempo tendem a expandir e estabelecer conexões com as unidades naturais da paisagem (REIS et al., 2014).

Posteriormente, o núcleo formado pela área em processo de restauração adquire uma nova funcionalidade e diversidade na paisagem. A partir desse ponto, o núcleo restaurado inicia um processo de retroalimentação na paisagem, à medida que se expande, aumenta sua potencialidade e institui o fluxo ecológico da área em restauração para os fragmentos ao redor. Assim, redes de interações são formadas e têm potencial de influenciar positivamente os projetos de restauração, pois são

essenciais para a conectividade funcional entre as unidades da paisagem como um todo (TRES; REIS, 2009).

O processo nucleador tem potencial em promover um fluxo ecológico dinâmico e efetivo no espaço-tempo ao restabelecer a conectividade entre áreas em processo de regeneração e os fragmentos florestais remanescentes. Além de ter potencial em atuar no aumento da permeabilidade das matrizes antrópicas frente a problemática da fragmentação de habitats (BECHARA et al., 2007). Portanto as técnicas nucleadoras podem ser aplicadas para formação de núcleos de diversidade, permitem submeter as áreas degradadas às eventualidades locais e ocasionam na regeneração natural (REIS et al., 2014).

## 2.7 DISPERSÃO DE SEMENTES PELA AVIFAUNA

As aves fornecem diversos benefícios às populações humanas como o controle de insetos e pragas, dispersão de sementes, controle de roedores, herbivoria, polinização e até mesmo benefícios culturais como a observação e audição de aves na natureza (*birdwatching*) (WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008; SEKERCIOGLU, 2002). De acordo com Wenny et al. (2011), valorar os serviços ecossistêmicos promovidos pelas aves se faz necessário para que justificativas plausíveis sejam disponibilizadas aos tomadores de decisões, e assim incluir a conservação das aves no uso da terra e nas decisões de desenvolvimento dos países.

A dispersão de sementes pela avifauna representa um processo-chave pelo qual as plantas têm suas sementes removidas das localidades com altas densidades populacionais, altas taxas de predação e altas taxas competição, nas proximidades da planta mãe, para distâncias onde esses efeitos são menos intensos e a probabilidade de sucesso no estabelecimento de novos indivíduos sejam maiores (DE MARCO JR; COELHO, 2004; KARUBIAN et al., 2012). O mecanismo mais comum da dispersão de sementes é a endozoocoria, em que o fruto é consumido pela ave, e após o consumo a semente é regurgitada ou defecada (WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008). A dispersão de semente gera diversos benefícios às plantas, dentre os exemplos pode-se citar que esse mecanismo viabiliza o fluxo genético das populações, permite a migração de áreas com altas taxas de mortalidade para locais favoráveis e possibilita a colonização de novos ambientes (GODOY; JORDANO 2001;

HARMS et al., 2000; SHANAHAN et al., 2001; RICHARDSON et al. 2002; LAURANCE et al., 2006; TEWKSBURY et al., 1999)

As espécies vegetais e a avifauna dispersora fazem parte de um sistema complexo de redes de interações mutualísticas que são cruciais para a manutenção da biodiversidade e da estrutura das comunidades (BASCOMPTE; JORDANO, 2007). O processo ecológico da dispersão é de extrema importância para a vida das plantas terrestres, pois esses organismos passam a maior parte de seu ciclo de vida fixo a um substrato e precisam de agentes polinizadores para transportar seus genes e agentes dispersores para levar a prole para longe da planta mãe (ARGEL DE OLIVEIRA, 1998, SCHERER; MARASCHIN-SILVA; BAPTISTA, 2007).

A dispersão, em conjunto com a polinização, é crucial para o fluxo genético das plantas e tende a minimizar os efeitos da competição, herbivoria e contaminação por doenças, permitindo um aumento nas taxas de recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Diversos agentes podem realizar a dispersão de sementes, dos quais as aves se destacam por dispersarem 90% das plantas tropicais, serem animais de volume corporal significativo, apresentarem facilidade de deslocamento e um raio de ação muito amplo em paisagens naturais e matrizes antrópicas (NATHAN, MULLER-LANDAU; 2000). Dentre as características das aves que influenciam na eficiência das mesmas como agentes dispersores pode-se citar: a taxa de remoção de frutos, implicando que aves que ingerem mais sementes são mais eficientes; o tempo de permanência, pois aves que ficam muito tempo na planta eliminam as sementes embaixo da própria planta; e o número de visitas, dado que quanto maior a frequência de visitas mais eficientes às espécies são em dispersar sementes (HARMS et al., 2000; FRANCISCO; GALETTI, 2002; HOWE, MIRITI, 2004; PIZO, 2012; GONZALEZ-VARO et al., 2017).

As aves são capazes de se movimentar entre diversos ambientes, como bordas, pastagens e capoeiras, contribuindo para o aumento da biomassa e cobertura vegetal de áreas degradadas, e com alto potencial de desencadear o processo de sucessão natural de áreas degradadas por serem veículos perfeitos para disseminação de espécies vegetais pioneiras (VAN HOUTAN et al., 2007; HANSBAUER et al., 2010). Com base nesse contexto, as aves podem ser compreendidas como agentes de restauração ambiental, pois são os principais responsáveis pela movimentação de propágulos da maioria das espécies vegetais tropicais (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Esse processo ecológico se enquadra no

serviço ecossistêmico de apoio, pois muitas espécies dispersam sementes de plantas com alto valor econômico associado (WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008)

Porém, quando um projeto de restauração é implantado pelo próprio ser humano os custos são elevados. Desse problema surge a oportunidade de se desenvolver técnicas de restauração ecológica que utilizem o processo ecológico da dispersão de sementes com o objetivo de desencadear a sucessão natural em ambientes degradados. E assim, gerar técnicas mais eficientes e que considerem aspectos ecológicos e econômicos aos projetos de restauração (HOWE, 2016). De acordo com Pizo e Galetti (2010) dentre os parâmetros quantitativos de observação mais realizados em estudos de frugivoria e dispersão de sementes por aves, destaca-se a taxa de remoção de frutos, ou seja, o número de frutos consumidos por unidade de tempo. Portanto tal métrica foi o cerne do modelo de valoração econômica da dispersão de sementes pela avifauna proposto nesse trabalho.

Além disso, o método de valoração em questão foi inspirado em Paes (2015), que estabeleceu um valor monetário a dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara) realizados por uma espécie de tucano, *Ramphastos dicolorus* Linnaeus, 1766 (tucano-de-bico-verde). Somado ao trabalho de Hougner et al. (2006) que estimou o valor monetário do serviço da dispersão de sementes da espécie *Garrulus glandarius* (Linnaeus, 1758) (eurasian jay) em duas espécies de carvalho (*Quercus robur* L. e *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.).

## 2.8 CHUVA DE SEMENTES

A chuva de sementes representa o fluxo de sementes, frutos e diásporos de diversas espécies para determinado ambiente, ou seja, representa a dispersão de diásporos e sua entrada no solo por meio da deposição (WANG; SMITH, 2002). Esse mecanismo refere-se à fase inicial de organização das comunidades e é essencial para os processos de recrutamento, estruturação e distribuição das espécies vegetais (CLARK; POULSEN; PARKER, 2001).

Diversos estudos associam a chuva de sementes com a dispersão de sementes, porém não são sinônimos, dado que a primeira representa o fluxo de sementes de plantas em reprodução que chegam ao chão de determinada área e a outra representa o movimento das sementes para longe da planta parental (NATHAN; MULLER-LANDAU, 2000). A chegada de diásporos pela chuva de sementes em locais

favoráveis liga o final do ciclo reprodutivo das plantas adultas com o estabelecimento de seus descendentes (WANG; SMITH, 2002).

Tal mecanismo inicia a organização da estrutura e da dinâmica de áreas florestais e facilita a restauração ecológica, pois transporta para área degradada um conjunto aleatório de espécies (HOLL, 1999). Destaca-se que conjuntos aleatórios de chuva de sementes no espaço-tempo favorecem o estabelecimento, crescimento e sobrevivência de plântulas em comunidades vegetais. Por outro lado, fatores como a ausência de fontes de sementes, baixa reprodução de plantas e baixa atividade de agentes dispersores resultam em um fluxo de sementes reduzido nas comunidades vegetais (AU; CORLETT; HAU, 2006; BATTILANI, 2010)

O estudo da chuva de sementes envolve a compreensão de diversas questões espaciais e temporais que refletem a dinâmica das comunidades vegetais. Quanto aos fluxos de diásporos, existem os autóctones, que ocorre quando a dispersão atua em locais próximos de sua fonte, possibilitando a auto regeneração e a conservação da composição florística de determinada área. Ou os diásporos podem ser alóctones, que chegam de locais mais distantes, contribuindo para riqueza de espécies e para variabilidade genética das populações (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993; CAMPOS et al., 2009; VAN DER PIJL, 1982).

Em florestas primárias a composição da chuva de sementes apresenta maior riqueza e abundância de sementes de espécies de sucessão tardias (LOISELLE et al. 1996; BATTILANI, 2010). Já em áreas adjacentes a florestas fragmentadas, bordas, clareiras ou em florestas secundárias a chuva de sementes é formada em sua maioria por diásporos de espécies de estádios iniciais de sucessão ecológica (BARBOSA; PIZO, 2006; MARTINI; SANTOS 2007). Em florestas tropicais as espécies de sucessão tardia produzem sementes que permanecem por curtos períodos no banco de sementes, pois germinam logo após a dispersão e perdem a viabilidade rapidamente (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993; OSUMI; SAKURAI, 1997). Já espécies características de estádios iniciais de sucessão ecológica produzem sementes com dormência, sendo facilmente incorporadas ao solo em condições de germinação inadequadas (HARMS et al., 2000).

A chuva e a dispersão de sementes são muito importantes para a manutenção das populações nas comunidades vegetais. Dentre os vetores de sementes mais importantes para esses processos ecológicos destacam-se as aves (THÉRY et al., 1998), que precisam de poleiros para defecar e melhoram a taxa de germinação de

muitas espécies vegetais tropicais quando as sementes passam pelos seus tratos digestórios (LOISELLE et al., 1996). Por outro lado, os morcegos apresentam a vantagem de defecar em voo, possibilitando dispersar sementes em áreas abertas (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000).

## 2.9 MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica é considerada a segunda maior Floresta Tropical da América do Sul e foi apontada como uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em todo mundo (MYERS et al., 2000). Originalmente ocupava 1,5 milhões de km dos territórios do Brasil, Paraguai e norte da Argentina. Com extensos gradientes latitudinais, altitudinais, edáficos e climáticos, a Mata Atlântica é extremamente heterogênea e compõe-se desde grandes blocos de florestas perenes, semidecíduas, decíduas, manguezais, pântanos, restingas, até inselbergs e pinhais mistos de Araucária (SCARANO, 2002; GALINDO LEAL; CÂMARA, 2003).

As variações de relevo, regimes pluviométricos e mosaicos de unidades fitogeográficas contribuem para uma grande biodiversidade e altos índices de endemismo. No entanto desde o século XVI esse bioma sofre com a perda de habitat (PINTO et al., 2006; MITTERMEIER et al., 2005). Os sucessivos impactos decorrentes dos históricos e diversificados ciclos de exploração, somados à concentração populacional e aos núcleos industriais e agropecuários geraram intensa degradação e uma drástica redução na cobertura vegetal natural. Como resultado temos paisagens altamente antropizadas e insustentáveis a longo prazo (HIROTA, 2003; MITTERMEIER et al., 2004).

Adicionalmente, a degradação e fragmentação são intensificadas pela caça, incêndios, espécies invasoras (TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004), avanço da agricultura convencional e a utilização irracional de agroquímicos (RAMOS et al., 2009; ALTIERI, 2005) que acentuam a perda de biodiversidade da Mata Atlântica, e a consequente redução de seus serviços ecossistêmicos prestados (RIBEIRO et al., 2011; TILMAN et al., 2001). De acordo com o relatório mais recente, restam apenas 12,4% de sua cobertura original, com o agravante de estarem isoladas em meio a uma matriz antrópica altamente impermeável (FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE, 2016).

Os fragmentos restantes, por serem exíguos e isolados na paisagem alteram suas estruturas e funções, ciclos de nutrientes, reduzem sua biomassa e sua biodiversidade com o passar do tempo (HADDAD et al., 2015). Quanto à extensão dos fragmentos, 80% deles possuem menos que 50 hectares distantes entre si e com efeitos de borda cada vez maiores (RIBEIRO et al., 2009). Ressalta-se, por exemplo,

que fragmentos menores que 20 hectares em geral não suportam populações viáveis de pássaros a longo prazo (BIERREGAARD JR; LOVEJOY, 1989).

Desse modo, os ecossistemas associados à Mata Atlântica encontram-se fragmentados, isolados, desprotegidos e/ou severamente alterados (DA SILVA; TABARELLI, 2000). Em virtude da elevada taxa de endemismo, muitas espécies têm potencial de serem extintas em consequência da perda de habitat, espécies exóticas invasoras e impactos das matrizes antrópicas (METZGER et al., 2009). Frente a esse preocupante cenário, a restauração ecológica surge como alternativa para mitigar os efeitos nocivos das ações antrópicas. E assim, restaurar a integridade da biodiversidade e dos processos ecológicos perdidos em virtude da degradação (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005).

## 2.10 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

As evidências da redução global da diversidade biológica e de serviços ecossistêmicos são indiscutíveis nos tempos atuais (HADDAD et al. 2015; MITCHELL et al. 2015). Nesse cenário, emerge a análise sobre a redução da biodiversidade estruturada em termos de seus benefícios fornecidos às populações humanas (COSTANZA et al., 1997). Esses benefícios são representativos do ponto de vista econômico e são altamente dependentes da diversidade, quantidade de genes, espécies e ecossistemas dos ambientes naturais (MEA, 2005). A oportunidade de mercado estima que a valoração desses benefícios possa atingir em 2050 um valor de US\$15 bilhões através dos pagamentos por serviços ecossistêmicos (FOREST TRENDS AND THE ECOSYSTEM MARKETPLACE, 2010). Logo, o desafio global é reforçar as estratégias de desenvolvimento que incorporem a exploração racional dos recursos naturais e que ao mesmo tempo sejam propícias aos negócios (DAILY et al., 2009; TEEB, 2010).

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como as características, funções e processos ecológicos utilizados, direta ou indiretamente, em prol do bem-estar humano (DAILY, 1997; COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005; FISHER, TURNER, MORLING; 2009; DE GROOT, 2012; DANLEY; WIDMARK, 2016). Tal definição particiona os serviços ecossistêmicos em: serviços intermediários, que sustentam outros serviços e influenciam indiretamente o bem-estar humano; serviços finais, que fornecem benefícios diretos a sociedade; e os benefícios, que são os produtos

provenientes dos serviços finais (MUNK, 2015). Além disso, os serviços ecossistêmicos podem ser classificados em quatro categorias: serviço de provisão (e.g., recursos genéticos e alimento), de regulação (e.g., regulação do clima e controle de doenças), culturais (recreação e enriquecimento espiritual) e de suporte (e.g., ciclo da água e de nutrientes) (MEA, 2005).

Valorar serviços ecossistêmicos evidencia a interdependência entre sociedade e ecossistemas. Dessa forma, o interesse do ser humano é conduzido à uma relação de conservação da natureza e não de exploração (COSTANZA et al., 2017). O conceito de serviço ecossistêmico deve ser complementar, isto é, são argumentos adicionais para a proteção dos recursos naturais (SCHRÖTER et al., 2014). Atribuir valores aos recursos naturais não se trata de uma mercantilização do meio ambiente, e sim mensurar as preferências dos indivíduos sobre alterações em seu ambiente (PACKER, 2015; MAMED, 2016; MELO, 2016). Além de que o conceito de valoração tem potencial em contemplar valores que não sejam monetários (SLOOTWEG; VANCLAY; VANSCHOOTEN, 2001; CHAN et al., 2012).

A valoração dos serviços ecossistêmicos surge como uma oportunidade de negócios globais na área de recursos naturais (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2017). No caso do Brasil, o setor privado desempenhará um papel cada vez mais importante na gestão e conservação dos recursos naturais (FICAGNA, 2009) pois quase a metade de toda a vegetação nativa brasileira (cerca de 280 milhões de ha) situam-se sob propriedades privadas (METZGER, 2018). Nos últimos 15 anos os serviços ecossistêmicos ganharam atenção no Brasil, sendo que 13 Estados já possuem legislação específica para o tema. Quanto ao respaldo legal a Constituição Federal (1988) garante a proteção dos serviços ecossistêmicos. A Lei 12.515/2011 institui o programa 'Bolsa Verde' que é o maior programa de pagamento por serviços ecossistêmicos brasileiros. O código florestal (Lei 12.651/2012) adotou a possibilidade de pagamento ou incentivos para conservação ou restauração de serviços ecossistêmicos em APP's e RL's, que surge como uma alternativa promissora para fazendeiros conciliarem a produção agropecuária e a conservação dos recursos naturais (SILVA et al., 2016; ALTMANN; STANTON, 2018).

Para o Estado do Paraná as Leis 17.134/2012 e 4.381/2012 estabelecem o pagamento por serviços ecossistêmicos através dos programas BIOCLIMA e BIOCRÉDITO (STANTON; TREJEIRO, 2014). As projeções para o futuro dos aspectos legais quanto a serviços ecossistêmicos no Brasil estão alicerçadas no

Projeto de Lei (PL) 312/2015, que aguarda parecer do relator na Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CMADS) e pretende instituir a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA), estabelecendo conceitos, objetivos e diretrizes da PNPSA. O art. 2º, inciso II, define serviços ecossistêmicos como os benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais em diversas modalidades. Já o inciso III define serviços ambientais como as iniciativas individuais ou coletivas que podem favorecer a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos.

## 2.11 DESIGN COM TEORIA CONSTRUCTAL

A teoria constructal fornece a descrição do fenômeno da geração do *design* na natureza (formas, estruturas, organização e ritmos) e a explicação de sua evolução. O fenômeno em questão pode ser observado nos diversos sistemas de tamanho finito sujeitos a algum fluxo para seu funcionamento (BEJAN; LORENTE, 2013). A visão da teoria constructal considera o *design* como um fenômeno universal da física (ciência da natureza), guiado por um princípio denominado lei constructal, definido da seguinte maneira por Adrian Bejan (1997): “Para que um sistema de tamanho finito persista no tempo (para viver), ele deve evoluir de modo a proporcionar um acesso mais fácil às correntes (globais) impostas que fluem através dele.”

A partir da declaração da lei constructal demonstrou-se que sistemas finitos sujeitos a algum tipo de fluxo tendem a fluir naturalmente do lento ao rápido (CHARLES; BEJAN, 2009), com duas características observáveis: transformam-se livremente em direção à configuração que permita todas as suas correntes a fluir mais facilmente; a evolução do *design* possui íntima relação com a termodinâmica pelas leis que a regem (lei da conservação de energia e a geração de entropia) (BEJAN, 1997; BASAK, 2011).

A lei constructal pode ser entendida como a lógica da arquitetura de fluxo, que representa a melhor configuração para conectar um ponto a um volume/área (BEJAN, 2009). Essa arquitetura possui uma propriedade global denominada esbelteza, que descreve geometricamente as perdas de pressão distribuídas ao longo de canais e as perdas de pressão locais concentradas nos interstícios (BEJAN; LORENTE, 2008). Na arquitetura de fluxo o acesso máximo é alcançado quando a estrutura se organiza

de modo que os fluxos de alta resistividade habitem escalas menores e fluxos de menor resistividade habitem escalas maiores (BEJAN, 1996). Com o propósito de diminuir a resistência, a arquitetura de fluxo possui múltiplas escalas organizadas hierarquicamente e distribuídas de forma não uniforme (grandes canais são poucos e pequenos canais são numerosos) através do espaço de fluxo disponível. Essa distribuição não-uniforme é um princípio facilitador na paisagem e ocasiona o poder de permanência dos sistemas finitos (LORENTE; BEJAN, 2010).

Com base na lei constructal é possível prever a evolução do *design* em todos os domínios em que fenômenos evolutivos podem ser observados, registrados e estudados cientificamente (BEJAN; LORENTE, 2008). O processo de evolução do *design* pode ser assimilado como a sequência de configurações que os sistemas vivos e finitos exibem ao longo do tempo para proporcionar um maior acesso ao fluxo (BEJAN, 2017). Na lei constructal a evolução do *design* significa gerar padrões de menor resistência, diferença de tensão, pressão e temperatura que impulsionem os fluxos (BEJAN, 2015). Como exemplo desses padrões pode-se citar o *design* animal, de bacias hidrográficas, de engenharia e de tecnologia, pois todos funcionam de forma irreversível, com a geração de entropia destruindo energia útil para superar as resistências das correntes que fluem por eles (BEJAN, 2013).

Em *design* com teoria constructal a liberdade é uma propriedade que ocasiona a alteração dos fluxos, pois quanto maior a liberdade maior será a capacidade do sistema em adquirir melhor *design* para fluir, ser eficiente e garantir seu poder de permanência. Sem liberdade, ou mudança de configuração de fluxo, a evolução e alteração do *design* não ocorrem. O conceito de liberdade de escolhas, ou possibilidade de fluxo, permite que alterações sejam realizadas e que assim mais opções surjam (BEJAN, 2015). Na esfera humana, por exemplo, a evolução tecnológica tem o efeito de liberar o movimento das pessoas, impulsionadas por mais acesso ao movimento e ao espaço disponível (BEJAN; ERRERA, 2017)

Baseado na liberdade de realizar alterações e escolhas entre as alternativas que surgem após as mudanças, a otimização representa um fenômeno dinâmico, e surge como uma tendência natural e universal de sistemas animados e inanimados em mover-se ou fluir mais facilmente na paisagem (BEJAN, 2012). A lei constructal considera o *design* como um regulador da velocidade na natureza e que não existe melhor *design* final. Em outras palavras, a dinâmica de otimização é um fenômeno universal regido a partir da direção da evolução no tempo. Portanto a evolução nunca

acaba e objetiva sempre a geração de movimento de massa o mais facilmente na paisagem (BEJAN, 2015). Pois, com o tempo, sistemas animados e inanimados adquirem naturalmente configurações que fluem mais facilmente na paisagem objetivando menor geração de entropia e que ao mesmo tempo dissipem mais energia (BEJAN; ERRERA, 2016).

Ao unificar a física, biologia, engenharia e ciências sociais em uma teoria fundamental que se aplica a todos os sistemas, animados e inanimados, resume-se a ocorrência e a evolução do *design* na natureza e a sua direção no tempo. A teoria constructal pode ser considerada universalmente válida, pois não precisa ser expressa em termos matemáticos e pode ser afirmada como uma visualização mental (BEJAN; LORENTE, 2008). Além disso, após 20 anos da primeira declaração constructal evidencia-se que a visão e o princípio estabelecidos satisfazem ao paradigma contemporâneo mais rigoroso do método científico (são testáveis e falsificáveis), e já criou uma rede de colaborações com resultados publicados e mais de 13.000 citações qualificadas (ERRERA, 2018).

## 2.12 MODELO DE INTERAÇÕES ENTRE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS

A taxa de visitação de dispersores em manchas nucleadoras presentes em áreas destinadas a restauração ecológica podem ser estimadas por meio de análises probabilísticas, simulações estocásticas e observações de campo. O modelo em questão foi proposto por Frigo, Errera e Varassin (2015) e Errera et al. (2017) e baseia-se na eficiência de busca de dispersores para encontrar manchas nucleadoras e no tempo gasto pelos dispersores em visitas às manchas nucleadoras. A eficiência de busca e o tempo gasto em visitas capturam a força de interação ecológica entre as espécies dispersoras e as manchas nucleadoras. O número de visitas que um indivíduo dispersor de determinada espécie ( $i$ ) pode realizar em manchas nucleadoras do tipo ( $j$ ), em determinado período de atividade, compreende a taxa de visitação ( $V_{i,j}$ ) que pode ser estimada com base na abordagem do disco de Holling para Respostas Funcionais (Holling, 1959). O modelo de interações considera que as manchas nucleadoras podem ser visitadas simultaneamente por dispersores de qualquer espécie. Cada visita é uma interação que dura um período finito, sendo que os dispersores dedicam um tempo de atividade diário típico na área degradada ( $Tact_i$ ),

que equivale ao tempo gasto pelos dispersores em buscar manchas nucleadoras ( $Ts_i$ ) e o tempo gasto pelas espécies dispersoras em visitas nas manchas nucleadoras ( $Th_i$ ), de acordo com a seguinte equação:

$$Tact_i = Ts_i + Th_i \quad (2.18)$$

A taxa de visitas ( $V_{i,j}$ ) é a expressão que determina o número de visitas que indivíduos dispersores de diferentes espécies ( $i$ ) realizam habitualmente em manchas nucleadoras do tipo ( $j$ ). A taxa de visitas é proporcional ao número de manchas nucleadoras do tipo ( $j$ ), à capacidade dos dispersores de encontrar e viajar para essas manchas e ao tempo disponível para essa atividade. Portanto, o número de visitas de diferentes espécies dispersoras ( $i$ ) para cada tipo de mancha nucleadora ( $j$ ) pode ser representada pela seguinte equação:

$$V_{i,j} = C_{i,j}Ts_{i,j}A_j \quad (2.19)$$

$C_{i,j}$  – Eficiência de busca (observação, reconhecimento e viagem) dos dispersores da espécie ( $i$ ) para encontrar e se deslocar para manchas nucleadoras de tipo ( $j$ );

$Ts_{i,j}$  - Tempo de busca típico da espécie dispersora ( $i$ ) para encontrar e se mover para manchas nucleadoras do tipo ( $j$ );

$A_j$  - Abundância da mancha nucleadora do tipo ( $j$ ).

A expressão (2.19) pode ser rearranjada em função do tempo total de busca para cada espécie dispersora ( $i$ ):

$$Ts_i = \sum_{j=1}^J \frac{V_{i,j}}{A_j C_{i,j}} \quad (2.20)$$

O Tempo total gasto por indivíduo dispersor em visitas as manchas nucleadoras ( $Th_i$ ) captura a força da interação ecológica entre espécies dispersoras e um sistema de manchas nucleadoras com múltiplas espécies, dado por:

$$Th_i = \sum_{j=1}^J V_{i,j} h_{i,j} \quad (2.21)$$

$h_{i,j}$  – Tempo de permanência da espécie dispersora ( $i$ ) na mancha nucleadora tipo ( $j$ ).

Ao substituir as equações (2.20) e (2.21), em (2.18), é possível obter o Tempo de atividade diária típico das espécies dispersoras ( $Tact_i$ ):

$$Tact_i = \sum_{j=1}^J \frac{V_{i,j}}{A_j C_{i,j}} + \sum_{j=1}^J V_{i,j} h_{i,j} \quad (2.22)$$

A equação (2.22) representa o foco principal do presente trabalho e permite obter o número de visitas realizadas pela avifauna e o número de visitas recebidas pelas manchas nucleadoras. O número de visitas ( $V_{i,j}$ ) pode ser calculado a partir do levantamento dos outros parâmetros inerentes ao modelo, que podem ser determinados por levantamentos de campo ou dados da literatura. A equação (2.22) é implícita para ( $V_{i,j}$ ) e pode ter diversas soluções. A solução analítica só é possível mediante a consideração de dois pressupostos: I - A eficiência ( $C_{i,j}$ ) é considerada constante entre os tipos de agrupamentos, variando apenas entre as espécies dispersoras; II - O tempo de permanência das espécies dispersoras nas manchas nucleadoras ( $h_{i,j}$ ) é variável apenas entre as espécies dispersoras. Ou seja, independentemente das diferenças entre as manchas nucleadoras, todas serão percebidas da mesma forma entre os dispersores e as visitas ocorrem como se houvesse um único tipo de mancha nucleadora. Já a solução numérica pode ser obtida a partir dos conceitos associados ao método de Monte Carlo.

### 2.13 MÉTODO MATEMÁTICO DE MONTE CARLO

O método de Monte Carlo representa uma ferramenta matemática para simular problemas que podem ser representados por processos estocásticos, com aplicações em diversas áreas da ciência e da engenharia (YORIYAZ, 2009). Atualmente, o método de Monte Carlo se tornou uma expressão geral associada ao

uso de números pseudo-aleatórios e estatística de probabilidade. Para se aplicar uma simulação de Monte Carlo em qualquer estudo basta que este faça o uso de números pseudo-aleatórios na verificação de algum problema (ANGELOTTI, 2008). A ideia central do algoritmo de Monte Carlo fundamenta-se na simulação de problemas que podem ser representados por processos estocásticos, ou seja, empregar variáveis que podem assumir muitos valores de acordo com determinada probabilidade (GOTELLI; ELLISON, 2016).

O método em questão foi desenvolvido há séculos, porém se tornou usual com o avanço tecnológico e o aumento da velocidade de processamento e armazenamento dos computadores (ROGERS, 2006). Por se tratar de um método que utiliza simulações baseadas em eventos aleatórios e por ser análogo aos jogos de azar, ao conduzir o Projeto Manhattan, Ulam e Von Neumann denominaram o método de "Monte Carlo", que é uma cidade de Mônaco conhecida como a capital dos jogos de azar (ZAIDI; SGOUROS, 2003)

O método de Monte Carlo utiliza a estatística em uma sequência de números pseudo-aleatórios com o objetivo de realizar simulações. Porém as simulações estatísticas se opõem aos métodos de discretização que são comumente aplicados em sistemas de equações diferenciais ordinárias e parciais para se obter soluções (YORIYAZ, 2009). Solucionar um problema através desse método consiste em realizar simulações matemáticas do fenômeno físico de interesse ao invés de solucionar a equação ou um conjunto de equações que regem o fenômeno. Dessa forma deve-se gerar um modelo que representa o sistema real de interesse e a partir de então realizar simulações por meio de amostragens aleatórias que caracterizam o processo físico alvo do estudo (YORIYAZ, 2009).

Ressalta-se que esse método não permite obter a solução exata do problema, porém permite obter uma boa estimativa do valor exato à medida que um número suficientemente grande de amostragens é processado. Isso explica o aumento do uso dessa técnica conforme ocorre o avanço tecnológico na área computacional (ANGELOTTI, 2008). As etapas desse método consistem em alimentar um gerador de números aleatórios utilizado para amostrar os vários fenômenos que ocorrem durante o processo de interesse. As amostragens podem ser realizadas por meio de distribuições de probabilidade conhecidas e que caracterizem o processo associado ao fenômeno físico. Por fim, o resultado é obtido sob a forma de valores médios relacionados com grandezas físicas integrais de interesse, no caso deste estudo o

fluxo de sementes da matriz florestal para área degradada (JENKINS; NELSON; RINDI, 2012).

Dentre as vantagens do método pode-se citar que o mesmo não exige dados amostrados de uma distribuição específica. E como desvantagem cita-se que o mesmo requer recursos computacionais intensivos. Quanto às premissas tem-se que os dados coletados devem representar amostras aleatórias e independentes e a randomização cria uma distribuição nula apropriada para a questão a ser respondida (GOTELLI; ELLISON, 2016). Portanto, tal metodologia de solução numérica permite desenvolver simulações através de processos aleatórios, e assim obter soluções de problemas complexos com o intuito de amostrar potenciais cadeias de eventos.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 COLETA DE DADOS *EX SITU* – REVISÃO DA LITERATURA

Realizou-se uma revisão na literatura para simular cenários hipotéticos de restauração ecológica através do modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras. O intuito foi simular um cenário hipotético, porém usual aos Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD): o plantio de mudas de espécies de plantas facilitadoras na forma de núcleos. Restringiu-se a pesquisa a espécies de plantas pioneiras, arbustivas ou arbóreas, pois são espécies muito utilizadas nas etapas iniciais dos projetos de restauração, apresentam crescimento rápido e servem como poleiros e/ou abrigos em ambientes degradados. Além disso, são espécies zoocóricas com alta capacidade de atração de dispersores (MCDONNELL, 1986; MCCLANAHAN; WOLFE, 1993; DUNCAN; CHAPMAN, 1999).

Dentre os diversos tipos de dispersores da Mata Atlântica, selecionou-se a classe de avifauna pois representam os principais dispersores de sementes em florestas tropicais e são capazes de promover uma chuva de sementes com alta diversidade nas áreas em processo de restauração (KISLING, RAHBEK, BÖHNING-GAESE; 2007). Foram selecionadas na literatura espécies de avifauna generalistas por basearem sua dieta em recursos alimentares diversificados, como frutos e invertebrados (SNOW, 1981). As aves generalistas apresentam alta capacidade de deslocamento em paisagens fragmentadas e promovem a dispersão de sementes nas áreas em processo de restauração ecológica (PIZO; SANTOS, 2011). Além disso, são os componentes da fauna predominantes em áreas degradadas pois são capazes de utilizar sem grandes preferências diferentes tipos de poleiros e selecionam ambientes com recursos agrupados, sejam eles alimentares ou não (LUCK; DAILY, 2003; LASKY; KEITT, 2012).

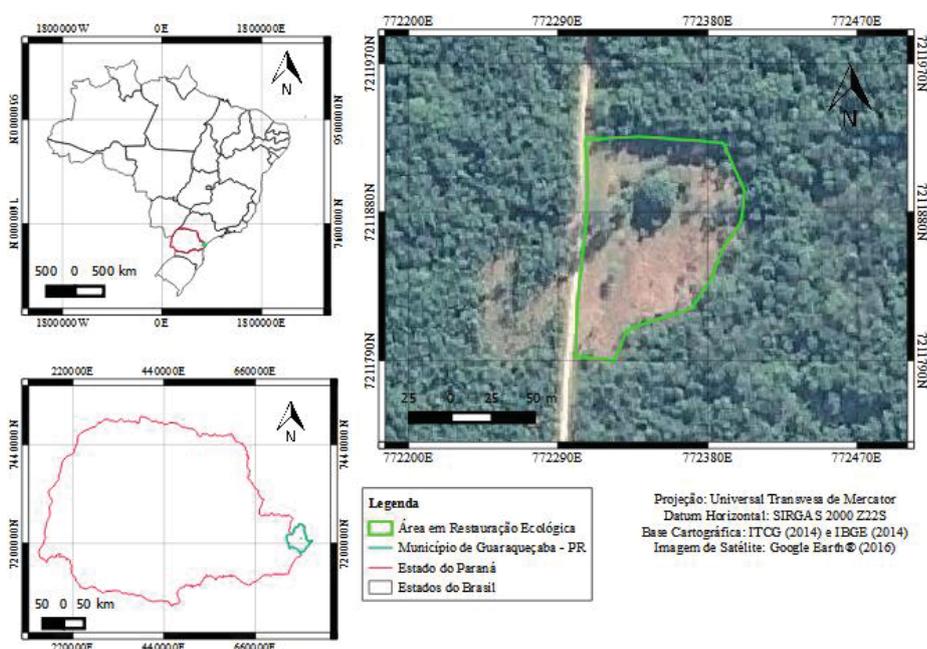
A partir do levantamento de dados em questão, classificou-se as espécies de plantas quanto ao seu grupo sucessional, tipo de dispersão e hábito (CAMPOS, 2014; BACKES; IRGANG, 2004; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, 2015). E para as aves, as espécies foram classificadas quanto à sua guilda alimentar (CARRANO, 2013; DARIO, 2010; TELINO JÚNIOR et al., 2005) e habitat característico (CAMPOS, 2014).

## 3.2 COLETA DE DADOS *IN SITU* - ÁREA DE ESTUDO I

### 3.2.1 Avifauna e manchas nucleadoras

O presente estudo foi conduzido em uma área degradada destinada a restauração ecológica passiva, em estágios iniciais de sucessão. A área em questão está inserida sob o ecossistema Floresta Ombrófila Densa, de acordo com a classificação proposta por Roderjan et al. (2002). A área de estudo possui 0,9ha, 4 tipos de manchas nucleadoras e localiza-se adjacente à RPPN Salto Morato, Guaraqueçaba - PR, entre as coordenadas 25°11'2.25"S e 25°11'8.94" latitude sul 48°17'48.97" e 48°17'55.18" longitude oeste (FIGURA 1).

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO - ÁREA DE ESTUDO I



FONTE: O autor (2018).

De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região é o Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfa), com médias de temperatura de 18°C no inverno e de 22°C no verão. A região apresenta verões quentes, geadas pouco frequentes, sem estação seca definida e concentração de chuvas nos meses de verão (CAVIGLIONE et al., 2000).

As precipitações médias anuais oscilam entre 2000 mm a 3000 mm, sendo que essas médias podem variar em função da gradação altitudinal (MAACK, 2002). O relevo é classificado como plano a suave ondulado, com cotas inferiores a 40m e declividades próximas ou superiores a 40% (POLIDORO, LIMA; 2002). A classe de solo da área é caracterizada como Neossolos Flúvicos (típico e gleico), formados por camadas provenientes da deposição aluvial e fluvial (FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA, 2011).

### 3.3 COLETA DE DADOS *IN SITU* - ÁREA DE ESTUDO II

#### 3.3.1 Taxa de remoção de frutos

Para levantar a taxa de remoção de frutos ( $T_f$ ) de *Miconia cinerascens* Miq. pela comunidade de avifauna foi realizado um levantamento quali-quantitativo de acordo com a metodologia de observação focal proposta por Cullen Jr., Rudran e Valladares Padua (2006) e Pizo e Galetti (2010).

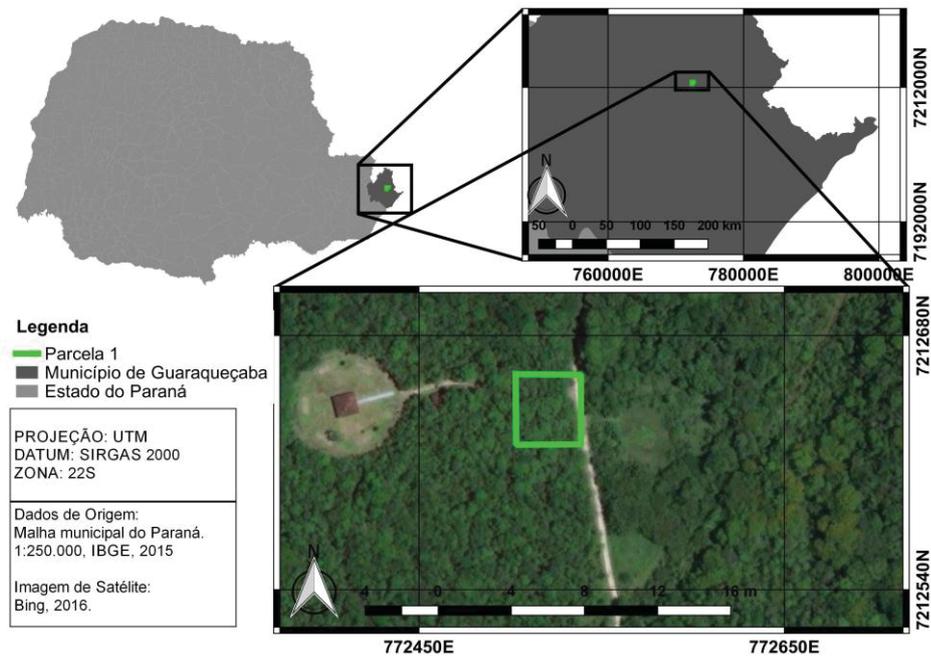
$$T_f = \frac{F_r}{d} \quad (3.1)$$

onde

- $T_f$  – Taxa de remoção de frutos;
- $F_r$  –Frutos removidos;
- $d$  – horas de observação.

O indivíduo focal de *M. cinerascens* foi selecionado em virtude de sua alta taxa de frutificação e situa-se adjacente a trilha da RPPN Salto Morato, Guaraqueçaba-PR, entre as coordenadas 25°10'39"S e 25°10'41" latitude sul 48°17'45" e 48°17'47" longitude oeste. A formação vegetal típica do local de estudo é a Floresta Ombrófila Densa (Roderjan et al., 2002). Após a definição da espécie focal delimitou-se ao seu redor uma parcela de 15x15m para estimar o número de indivíduos da espécie alvo da restauração ( $E_f$ ) da espécie em questão (FIGURA 2).

FIGURA 2 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO - ÁREA DE ESTUDO II



A amostragem foi realizada durante 10 dias do mês de setembro de 2017 e totalizou 25h de observação. Além disso, foi realizado um teste de Correlação Linear de Pearson para verificar se a taxa de remoção de frutos está correlacionada com o número de visitas realizados pela comunidade de avifauna. Para tanto, elaborou-se as seguintes hipóteses com nível de decisão ( $\alpha = 0.05$ ):

- $H_0$  - não há associação entre taxa de remoção de frutos e o número de visitas: ( $r = 0$ );
- $H_1$  - há correlação entre a taxa de remoção de frutos e o número de visitas ( $r \neq 0$ ).

### 3.4 REDES DE INTERAÇÕES

#### 3.4.1 Construção das redes de interações

Para obtenção dos registros de interações entre avifauna e manchas nucleadoras foi realizado um levantamento quali-quantitativo de acordo com as metodologias sugeridas por Cullen Jr., Rudran e Valladares Padua (2006) e Pizo e Galetti (2010). A amostragem consistiu em observações focais em 4 tipos de manchas

nucleadoras presentes na área de estudo (FIGURA 1). Considerou-se como interação frugivoria e a utilização das espécies vegetais como poleiro e/ou abrigo.

O levantamento qualitativo compreendeu a identificação das espécies que interagiram com as manchas nucleadoras com auxílio de especialistas (ver agradecimentos). Para o levantamento quantitativo, registrou-se o tempo de permanência e a quantidade de interações por espécies de avifauna nas diferentes manchas nucleadoras.

Quanto às manchas nucleadoras, primeiramente identificou-se os tipos de manchas nucleadoras da área de estudo e posteriormente determinou-se a abundância de espécies de plantas arbustivas-arbóreas de cada mancha nucleadora. Estimou-se o esforço amostral dos trabalhos de campo com base no estimador Chao2 de riqueza de interações (CHACOFF et al., 2012). A amostragem foi realizada durante 10 dias, no mês de setembro de 2017 e totalizou 25h de observação. A partir das observações focais, foram construídas redes quali-quantitativas de interação.

A construção da rede de interações *insitu* foi realizada através dos dados coletados em campo acerca de interações entre avifauna e manchas nucleadoras presentes em área destinada a restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão. Os registros de interações da rede *insitu* foram representados através de matrizes ponderadas, com plantas nas linhas e animais nas colunas. A presença de interação foi representada pela quantidade de visitas realizadas pela ave e a ausência de interação por 0.

A construção da rede de interações *exsitu* foi realizada através de dados coletados na literatura acerca de interações entre avifauna e espécies de plantas pioneiras da Mata Atlântica. Utilizou-se as seguintes palavras-chave, em inglês e português: "frugivoria por aves", "frugivoria e dispersão de sementes", "interações entre aves e plantas", "redes de interações entre aves e plantas", "redes de dispersão de sementes" e "comportamento alimentar de aves em plantas". As bases bibliográficas consultadas foram: *Web of Science*, *Scielo*, *Google Acadêmico* e *Repositórios de Universidades Brasileiras*. A análise incluiu apenas trabalhos realizados em ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica com registros de interações entre espécies da fauna e flora nativas. Os registros de interações da rede *exsitu* foram representados através de matrizes binárias, com plantas nas linhas e animais nas colunas. A presença de interação foi representada por 1 e a ausência de interação por 0.

Considerou-se como interações no presente trabalho: frugivoria e utilização da planta como poleiro e/ou abrigo para as redes *insitu* e *exsitu*. A representação das interações foi realizada através do software R, pacote Bipartite, que gerou grafos bipartidos em que os vértices (pontos) representam espécies e arestas (linhas) as interações (JORDANO; VÁZQUEZ; BASCOMPTE, 2009).

### 3.4.2 Análise das redes de interações

Para análise das redes de interações utilizou-se três métricas estruturais ao nível da rede (Aninhamento, Modularidade e Conectância) e uma métrica estrutural ao nível do vértice (Centralidade por intermédio - *betweenness centrality*).

Calculou-se o **aninhamento** através do software Aninhado ® (GUIMARÃES JR; GUIMARÃES, 2006), por meio da métrica NODF (ALMEIDA NETO et al., 2008). A significância de NODF foi estimada através do Teste de Monte Carlo com 1000 aleatorizações, baseado em um modelo nulo ( $C_e$ ) que representa a probabilidade de interação entre um animal e uma planta ser proporcional ao seu total de interações. A **modularidade** foi calculada através do software Netcarto (GUIMERA; AMARAL, 2005), pelo índice  $M$  que varia de 0, quando não há subgrupos a 1, quando os subgrupos são totalmente separados e a significância foi estimada pelo programa Modular (MARQUITTI et al., 2014) por meio da métrica Newman e Girvan (NEWMAN; GIRVAN, 2004). A **conectância** e a **centralidade por intermédio** foram estimadas através do software R, pacote Bipartite.

## 3.5 MODELO DE INTERAÇÕES ENTRE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS

### 3.5.1 Estimativa de parâmetros

A eficiência de busca ( $C_{i,j}$ ) é um parâmetro de entrada do modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras e representa a eficiência de busca das espécies dispersoras ( $i$ ) em encontrar as manchas nucleadoras ( $j$ ) presentes em áreas destinadas a restauração ecológica passiva em estágios iniciais de sucessão. Para determinação de ( $C_{i,j}$ ), primeiramente, o algoritmo calcula o tempo

de permanência total das espécies dispersoras ( $i$ ) nas manchas nucleadoras ( $j$ ) com base nos dados coletados em campo (*insitu*) de número de visitas de cada espécie dispersora em cada tipo de mancha nucleadora ( $V_{i,j}$ ) e o tempo médio gasto nessas visitas às manchas nucleadoras ( $h_{i,j}$ ):

$$h_{i,j_{tot}} = V_{i,j}h_{i,j} \quad (3.2)$$

Posteriormente, estima-se o tempo de busca disponível para as espécies dispersoras ( $i$ ) encontrar as manchas nucleadoras tipo ( $j$ ) com base no tempo de atividade diária típica das espécies dispersoras ( $Tact_i$ ):

$$TS_{i,j_{tot}} = Tact_i - h_{i,j_{tot}} \quad (3.3)$$

Ao dividir o tempo total de busca ( $TS_{i,j_{tot}}$ ) pelas visitas registradas em campo é possível obter o tempo de busca disponível, em média, para a espécie dispersora ( $i$ ) encontrar a mancha nucleadora ( $j$ ):

$$TS_{i,j_{avg}} = \frac{TS_{i,j_{tot}}}{V_{i,j}} \quad (3.4)$$

Por fim, o algoritmo estima a eficiência das espécies dispersoras de buscar as manchas nucleadoras ( $C_{i,j}$ ), considerando os dados coletados em campo ( $V_{i,j}$ ), ( $h_{i,j}$ ) e do tempo de atividade diário típico das espécies de avifauna dispersora ( $Tact_i$ ), definido neste trabalho igual a 6h, pois de acordo com Pizo e Galetti (2010) e Straube, Deconto e Vallejos (2013) as aves estão mais ativas das 06:00h as 10:00h e das 16:00h as 18:00h.

$$C_{i,j} = \frac{V_{i,j}}{TS_{i,j_{tot}}A_j} \quad (3.5)$$

### 3.5.2 Método numérico

Para a solução numérica da equação (2.22) do modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras empregou-se um algoritmo com lógica

determinista que permite obter soluções estocásticas. O algoritmo em questão determina as soluções aceitáveis para a equação (3.6), e posteriormente realiza análises estatísticas dos resultados (média e desvio padrão). Tal solução foi baseada nos conceitos associados ao método de monte carlo, que consiste em realizar simulações para introduzir números pseudo-aleatórios, através de recursos computacionais, para resolução de problemas (KROESE et al., 2014).

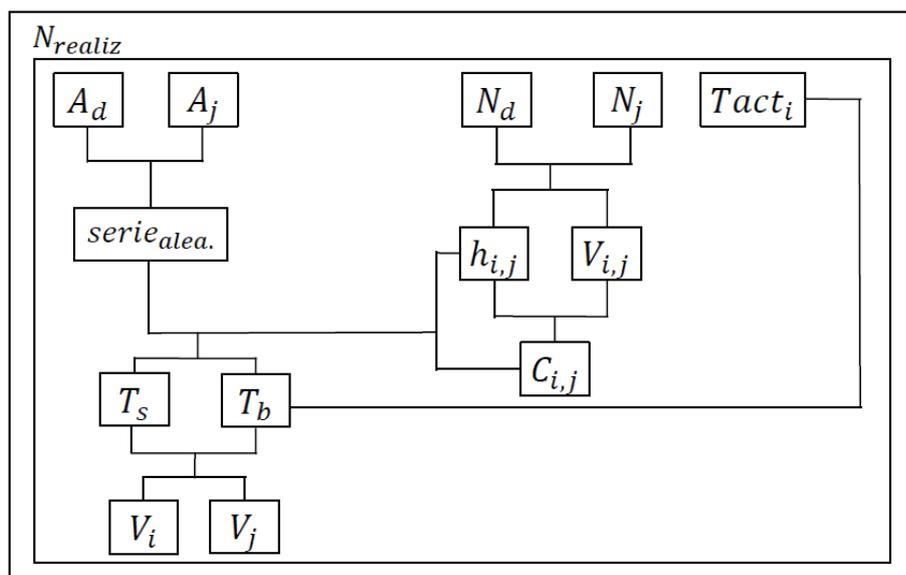
No presente estudo gerou-se um conjunto de realizações para a taxa de visitas ( $V_{i,j}$ ) que satisfazem a equação (2.22) aproximadamente:

$$\{V_{i,j}\}_{aleatória} \rightarrow T at_i - \sum_{j=1}^J \frac{V_{i,j}}{A_j C_{i,j}} + \sum_{j=1}^J V_{i,j} h_{i,j} \leq \varepsilon \quad (3.6)$$

onde  $\varepsilon$  é a precisão adotada para o cálculo do somatório ( $\varepsilon = 0,01$ ).

Elaborou-se um esquema simplificado do funcionamento do algoritmo de solução numérica para melhor compreensão do modelo utilizado no presente estudo (FIGURA 3). A partir dos dados coletados em campo geram-se séries de visitas aleatórias de cada espécie dispersora ( $i$ ) em manchas nucleadoras do tipo ( $j$ ). Posteriormente, identifica-se a espécie dos indivíduos dispersores e quais manchas nucleadoras ( $j$ ) que os mesmos visitaram. Dessa forma é possível calcular o tempo de permanência e tempo de busca de cada indivíduo dispersor em cada mancha nucleadora de acordo com o tempo de atividade diário. Por fim, identifica-se quantas visitas cada mancha nucleadora recebeu e calcula-se a média de visitas realizadas por cada espécie dispersora ( $i$ ) e média de visitas recebidas por cada mancha nucleadora ( $j$ ).

FIGURA 3 – FLUXOGRAMA SIMPLIFICADO DO ALGORITMO



FONTE: O autor (2018).

### 3.5.3 Simulações

Foram realizadas três simulações através do modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras, e uma simulação por meio do modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes (QUADRO 1).

QUADRO 1 – DESCRIÇÃO DAS SIMULAÇÕES REALIZADAS

SIMULAÇÕES	DESCRIÇÃO
I	Validação do modelo de solução numérica com base na solução analítica
II	Variação da abundância de dispersores e assembleia de manchas nucleadoras
III	Simulação do cenário de restauração ecológica real
IV	Valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes pela avifauna

FONTE: O autor (2018).

O intuito foi simular cenários de restauração ecológica e cenários de frugivoria e dispersão de sementes promovidos pela avifauna. Além disso, evidenciou-se quantitativamente a contribuição do esforço de restauração e da comunidade de avifauna dispersora aos projetos de restauração ecológica e aos serviços ecossistêmicos.

Primeiramente, o comportamento do modelo de interações dispersores e manchas nucleadoras teve a solução numérica avaliada com base na solução analítica do modelo. A segunda simulação visou criar um cenário hipotético de restauração ecológica para avaliar a importância da taxa de visitas e da

comunidade de avifauna dispersora aos projetos de restauração ecológica. Para a terceira simulação utilizou-se os dados da biodiversidade coletados *insitu* para avaliar a taxa de visitas da comunidade de avifauna em manchas nucleadoras presentes em uma área de restauração ecológica. Por fim, os dados da biodiversidade coletados *insitu* foram utilizados para valorar o serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovidos pela avifauna e verificar a correlação entre a taxa de visitas e a taxa de remoção de frutos para os serviços ecossistêmicos.

### 3.6 CENÁRIO I

O cenário I atende as hipóteses I e II da seção (2.12), que permitem utilizar a equação (2.19) como solução da equação (2.22). Nesse cenário de simulação a atividade dos dispersores na área em restauração é dada como certa, em outras palavras, em todas as simulações cada indivíduo dispersor realiza visitas até encerrar o seu tempo de atividade diário. A descrição dos parâmetros de entrada do cenário I é apresentada nos quadros da seção 3.6.2.

#### 3.6.1 Pressupostos do cenário I

- A força de interação entre as espécies de avifauna e tipos de manchas nucleadoras são diferentes, porém as visitas têm chances equiprováveis de acontecer.
- A atividade das espécies dispersoras está garantida mesmo que ocorram visitas repetidas, ou seja, as visitas podem ser realizadas nas mesmas manchas nucleadoras;
- Estrutura da rede de interações altamente conectada (Conectância = 1).

#### 3.6.2 Parâmetros de entrada do cenário I

O presente cenário baseia-se no cenário de solução analítica do modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras proposto por Frigo (2013). Os

parâmetros de entrada do modelo de interações estão descritos nos quadros abaixo, com os seus respectivos valores para a simulação do cenário I:

QUADRO 2 – PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO PARA O CENÁRIO I

PARÂMETRO	SIGLA	VALOR
Número de realizações	$N_{realiz}$	1000
Tempo de atividade diário	$Tact_i$	6h
Tolerância de tempo	$\varepsilon$	0.01
Número de espécies dispersoras	$N_d$	4
Número de manchas nucleadoras	$N_j$	5

FONTE: O autor (2018).

QUADRO 3 - ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS DO CENÁRIO I

	$i1$	$i2$	$i3$	$i4$		$j1$	$j2$	$j3$	$j4$	$j5$
$A_d$	90	90	90	90	$A_j$	60	60	60	60	60

FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 4 - PARÂMETROS DE ENTRADA PARA O MODELO DE INTERAÇÕES DO CENÁRIO I

$h_{i,j}$	$j1$	$j2$	$j3$	$j4$	$j5$	$V_{i,j}$	$j1$	$j2$	$j3$	$j4$	$j5$
$i1$	2	2	2	2	2	$i1$	1	1	1	1	1
$i2$	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	$i2$	3	3	3	3	3
$i3$	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	$i3$	6	6	6	6	6
$i4$	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	$i4$	21	21	21	21	21

FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $h_{i,j}$  - tempo de permanência das espécies dispersoras  $i$  em visitas as manchas nucleadoras do tipo  $j$ ;  $V_{i,j}$  - número de visitas realizadas pelas espécies dispersoras  $i$  em manchas nucleadoras do tipo  $j$ .

### 3.7 CENÁRIO II

O cenário de simulação II representa uma rede de interações altamente conectada entre uma comunidade de avifauna dispersora e manchas nucleadoras compostas por espécies de plantas pioneiras zoocóricas. No presente cenário a taxa de visitas foi avaliada em função da variação da abundância de dispersores e assembleias de manchas nucleadoras.

#### 3.7.1 Pressupostos do cenário II

- A força de interação entre as espécies de avifauna e tipos de manchas nucleadoras são diferentes, porém as visitas têm chances equiprováveis de acontecer.

- A atividade das espécies dispersoras está garantida mesmo que ocorram visitas repetidas, ou seja, as visitas podem ser realizadas nas mesmas manchas nucleadoras;
- Estrutura da rede de interações altamente conectada (Conectância = 1).

### 3.7.2 Parâmetros de entrada do cenário II

Para a simulação do cenário II foram selecionados os dados levantados na coleta *exsitu* – revisão da literatura e estão descritos no quadro a seguir (QUADRO 5):

QUADRO 5 – PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO PARA O CENÁRIO II

PARÂMETRO	SIGLA	VALOR
Número de realizações	$N_{realiz}$	1000
Tempo de atividade diário	$Tact_i$	6h
Tolerância de tempo	$\varepsilon$	0.01
Número de espécies dispersoras	$N_d$	6
Número de manchas nucleadoras	$N_j$	8

FONTE: O autor (2018).

As manchas nucleadoras e as espécies de avifauna dispersora foram hipoteticamente variadas para simular ambientes em processo de restauração com as seguintes características: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração.

QUADRO 6 - ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS PARA A SITUAÇÃO HIPOTÉTICA I

I)	$i_1$	$i_2$	$i_3$	$i_4$	$i_5$	$i_6$	J)	$j_1$	$j_2$	$j_3$	$j_4$	$j_5$	$j_6$	$j_7$	$j_8$
$A_d$	11	5	1	10	7	4	$A_j$	1	3	5	7	11	8	3	5

FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração.  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 7 - ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS PARA A SITUAÇÃO HIPOTÉTICA II

II)	<i>i1</i>	<i>i2</i>	<i>i3</i>	<i>i4</i>	<i>i5</i>	<i>i6</i>	II)	<i>j1</i>	<i>j2</i>	<i>j3</i>	<i>j4</i>	<i>j5</i>	<i>j6</i>	<i>j7</i>	<i>j8</i>
$A_d$	99	45	9	90	63	36	$A_j$	1	3	5	7	11	8	3	5

FONTE: O autor (2018).

NOTA: II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração.  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 8 - ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS PARA A SITUAÇÃO HIPOTÉTICA III

III)	<i>i1</i>	<i>i2</i>	<i>i3</i>	<i>i4</i>	<i>i5</i>	<i>i6</i>	III)	<i>j1</i>	<i>j2</i>	<i>j3</i>	<i>j4</i>	<i>j5</i>	<i>j6</i>	<i>j7</i>	<i>j8</i>
$A_d$	11	5	1	10	7	4	$A_j$	9	27	45	63	99	82	27	45

FONTE: O autor (2018).

NOTA: III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração.  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 9 - ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS PARA A SITUAÇÃO HIPOTÉTICA IV

IV)	<i>i1</i>	<i>i2</i>	<i>i3</i>	<i>i4</i>	<i>i5</i>	<i>i6</i>	IV)	<i>j1</i>	<i>j2</i>	<i>j3</i>	<i>j4</i>	<i>j5</i>	<i>j6</i>	<i>j7</i>	<i>j8</i>
$A_d$	99	45	9	90	63	36	$A_j$	9	27	45	63	99	82	27	45

FONTE: O autor (2018).

NOTA: IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração.  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 10 - PARÂMETROS DE ENTRADA PARA O MODELO DE INTERAÇÕES DO CENÁRIO II NAS SIMULAÇÕES I, II, III e IV

$h_{i,j}$	<i>j1</i>	<i>j2</i>	<i>j3</i>	<i>j4</i>	<i>j5</i>	<i>j6</i>	<i>j7</i>	<i>j8</i>	$V_{i,j}$	<i>j1</i>	<i>j2</i>	<i>j3</i>	<i>j4</i>	<i>j5</i>	<i>j6</i>	<i>j7</i>	<i>j8</i>
<i>i1</i>	0.75	0.2	0.25	0.15	1	0.45	0.55	1.15	<i>i1</i>	7	29	23	39	5	13	10	5
<i>i2</i>	1.45	2.45	0.65	2.55	2.55	1.65	0.5	2.5	<i>i2</i>	4	2	9	2	2	3	11	2
<i>i3</i>	3.45	4.45	2.95	3.5	4.75	4.65	3.15	5.5	<i>i3</i>	1	1	2	1	1	1	1	1
<i>i4</i>	0.35	3.35	4.6	2.5	5.5	1.85	3.05	1.25	<i>i4</i>	17	1	1	2	1	3	1	4
<i>i5</i>	0.7	0.2	0.1	0.5	0.3	0.65	0.85	0.95	<i>i5</i>	8	28	54	10	18	9	7	6
<i>i6</i>	4.75	2.9	3.5	2.75	5	0.5	2	5	<i>i6</i>	1	2	1	2	1	11	2	1

FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $h_{i,j}$  - tempo de permanência das espécies dispersoras *i* em visitas as manchas nucleadoras do tipo *j*;  $V_{i,j}$  - número de visitas realizadas pelas espécies dispersoras *i* em manchas nucleadoras do tipo *j*.

### 3.8 CENÁRIO III

O cenário III foi realizado com intuito de simular um cenário real de restauração ecológica, e assim, avaliar o comportamento do modelo e a importância da comunidade de avifauna dispersora para os projetos de restauração.

### 3.8.1 Pressupostos do cenário III

- A força de interação entre as espécies de avifauna e tipos de manchas nucleadoras são diferentes, porém as visitas têm chances equiprováveis de acontecer.
- A atividade das espécies dispersoras está garantida mesmo que ocorram visitas repetidas, ou seja, as visitas podem ser realizadas nas mesmas manchas nucleadoras;
- As espécies que não possuem interação foram consideradas com interações fracas para a presente simulação.

### 3.8.2 Parâmetros de entrada do cenário III

Para a simulação do cenário III, utilizou-se as características quali-quantitativas das espécies de avifauna e das manchas nucleadoras da rede de interações *insitu* – área de estudo I (FIGURA 1). Os dados qualitativos e quantitativos levantados na área de estudo I serviram como parâmetros de entrada para a simulação do cenário III e estão descritos a seguir:

QUADRO 11 – PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO PARA O CENÁRIO III

PARÂMETRO	SIGLA	VALOR
Número de realizações	$N_{realiz}$	1000
Tempo de atividade diário	$Tact_i$	6h
Tolerância de tempo	$\varepsilon$	0.01
Número de espécies dispersoras	$N_d$	12
Número de manchas nucleadoras	$N_j$	4

FONTE: O autor (2018).

QUADRO 12 - ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE DE AVIFAUNA DISPERSORA E ASSEMBLEIA DE MANCHAS NUCLEADORAS PARA O CENÁRIO III

	$i1$	$i2$	$i3$	$i4$	$i5$	$i6$	$i7$	$i8$	$i9$	$i10$	$i11$	$i12$		$j1$	$j2$	$j3$	$j4$
$A_d$	2	18	2	22	28	2	11	3	11	1	4	16	$A_j$	3	1	1	3

FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $A_d$  - Abundância de cada espécie dispersora,  $A_j$  - Abundância de cada mancha nucleadora.

QUADRO 13 - PARÂMETROS DE ENTRADA PARA O MODELO DE INTERAÇÕES DO CENÁRIO III

$h_{i,j}$	j1	j2	j3	j4	$V_{i,j}$	j1	j2	j3	j4
i1	0.017	0.004	0.001	0.001	i1	7	1	1	1
i2	0.506	0.177	0.011	0.158	i2	3	6	1	5
i3	0.018	0.001	0.001	0.007	i3	1	1	1	1
i4	0.338	1.471	0.118	0.649	i4	6	5	3	13
i5	0.452	0.012	0.001	0.264	i5	21	1	1	7
i6	0.034	0.002	0.001	0.001	i6	1	1	1	1
i7	0.030	0.049	0.010	0.071	i7	3	4	1	3
i8	0.022	0.001	0.001	0.002	i8	1	1	1	1
i9	0.046	0.001	0.001	0.033	i9	3	1	1	4
i10	0.015	0.001	0.001	0.001	i10	1	1	1	1
i11	0.001	0.012	0.001	0.038	i11	1	2	1	3
i12	0.014	0.003	0.002	0.034	i12	3	2	1	3

FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $h_{i,j}$  - tempo de permanência das espécies dispersoras  $i$  em visitas as manchas nucleadoras do tipo  $j$ ;  $V_{i,j}$  - número de visitas realizadas pelas espécies dispersoras  $i$  em manchas nucleadoras do tipo  $j$ .

### 3.9 VALORAÇÃO DA DISPERSÃO DE SEMENTES (VDS) PELA AVIFAUNA

Para valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovida pelas aves, elaborou-se uma equação que é capaz de traduzir o processo ecológico da interação entre dispersores e vegetação e quantificá-lo em valores monetários. Os dados de entrada podem ser coletados em campo ou levantados na literatura e permitem estimar o potencial de mudas de uma espécie zoocórica que a comunidade de avifauna de determinada região é capaz de dispersar e vir a se tornar plântula, de acordo com a seguinte equação:

$$VDS = V_m M_f T_s \quad (3.7)$$

$VDS$  - Valor da dispersão de sementes;

$V_m$  - Valor monetário da muda de espécie vegetal zoocórica [R\$];

$M_f$  - Matriz florestal [ $N^o$  de ind.];

$T_s$  - Taxa de sucesso de sementes/plântulas [1/tempo].

Em que ( $M_f$ ) pode ser expresso por:

$$M_f = A_f E_f \quad (3.8)$$

$A_f$  - Área da matriz florestal [ha];

$E_f$  - Espécie focal para restauração [ $N^{\circ}$  ind./ha].

E o parâmetro ( $T_s$ ) representado por:

$$T_s = \frac{T_f}{T_e} \quad (3.9)$$

$T_e$  - Taxa de estabelecimento (ou emergência) [%  $\rightarrow N^{\circ}$ ];

$$T_e = T_d T_g T_{sob} \quad (3.10)$$

$T_d$  - Taxa de dispersão [%];

$T_g$  - Taxa de germinação [%];

$T_{sob}$  - Taxa de sobrevivência [%].

Sendo ( $T_f$ ) a taxa de remoção de frutos:

$$T_f = \frac{F_r}{d} \quad (3.11)$$

$F_r$  - Frutos removidos [ $N^{\circ}$  ind.];

$d$  - dia [tempo].

### 3.10 CENÁRIO IV

O cenário IV representa um ensaio para evidenciar o comportamento do modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovidos pela comunidade de avifauna em indivíduos de *Miconia cineracens*. O principal parâmetro do modelo é a taxa de remoção de frutos, e os demais parâmetros auxiliam a representar quantitativamente o ambiente de borda florestal e o processo ecológico

em questão. Como resultado é possível estimar a quantidade de plântulas resultantes da dispersão de sementes, e assim valorar tal processo ecológico.

### 3.10.1 Pressupostos do cenário IV

- O modelo é capaz, somente, de estimar quantitativamente o processo ecológico da dispersão de sementes, sem ainda levar em consideração os aspectos espaciais, como o destino da semente.

### 3.10.2 Parâmetros de entrada do cenário IV

Os elementos considerados para avaliar o processo ecológico da dispersão de sementes que a comunidade de avifauna promove foram descritos nos quadros a seguir. Os parâmetros em questão podem ser obtidos por meio de coleta de dados da biodiversidade em campo ou a partir da literatura. O presente trabalho levantou os seguintes parâmetros na área de estudo II:

QUADRO 14 – PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO PARA O CENÁRIO IV

PARÂMETROS	SIGLA	VALOR
Espécie focal para restauração	$E_f$	9
Área da matriz florestal	$A_f$	0,0225ha

FONTE: O autor (2018).

QUADRO 15 – TAXA DE REMOÇÃO DE FRUTOS E Nº DE VISITAS REALIZADAS PELA COMUNIDADE DE AVIFAUNA EM *M. CINERASCENS*

Visitas	Frutos removidos	Espécie	Nome popular
2	5	<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	Tiê-de-topete
8	49	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Tiê-preto
4	16	<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	Tiê-sangue (fêmea)
2	14	<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	Sanhaçu-de-encontro-azul
1	5	<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Sabiá-laranjeira
2	7	<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	Tiê-galo
1	2	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saí-azul
1	5	<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Sabiá-laranjeira
5	17	<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	Saíra-sete-cores
1	1	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica
2	15	<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	Sabiá-coleira

FONTE: O autor (2018).

Outros parâmetros inerentes ao modelo de valoração da dispersão de sementes que não puderam ser coletados em campo foram obtidos a partir de dados da literatura:

QUADRO 16 – PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO PARA O CENÁRIO IV

PARÂMETROS	SIGLA	VALOR
Preço médio de uma muda de <i>Miconia cinerascens</i>	$V_m$	12,00
Taxa de conversão de sementes em plântulas	$T_e$	0.216
Taxa de dispersão	$T_g$	0.80
Taxa de germinação	$T_d$	0.54
Taxa de sobrevivência	$T_{sob}$	0.5

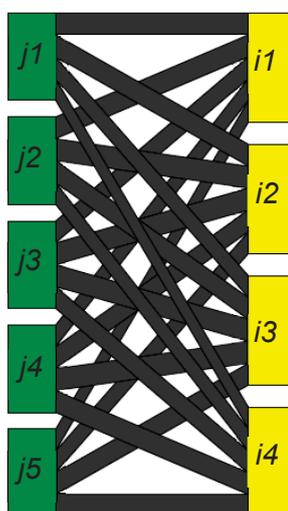
FONTE: GALETTI; PIZO; LAPS, 2000; GALETTI et al., 2013; LEITE et al., 2012; ROTHER, 2010; VIVEIRO CHAUÁ, 2018.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 SIMULAÇÃO I

Os dados de entrada do cenário I representam uma rede de interações hipotética altamente conectada entre uma comunidade de avifauna dispersora e manchas nucleadoras situadas em ambientes degradados destinados a restauração ecológica, em estágios iniciais de sucessão (FIGURA 4).

FIGURA 4 – GRAFO BIPARTIDO PARA REPRESENTAR A ESTRUTURA HIPOTÉTICA DA REDE DE INTERAÇÕES DO CENÁRIO I



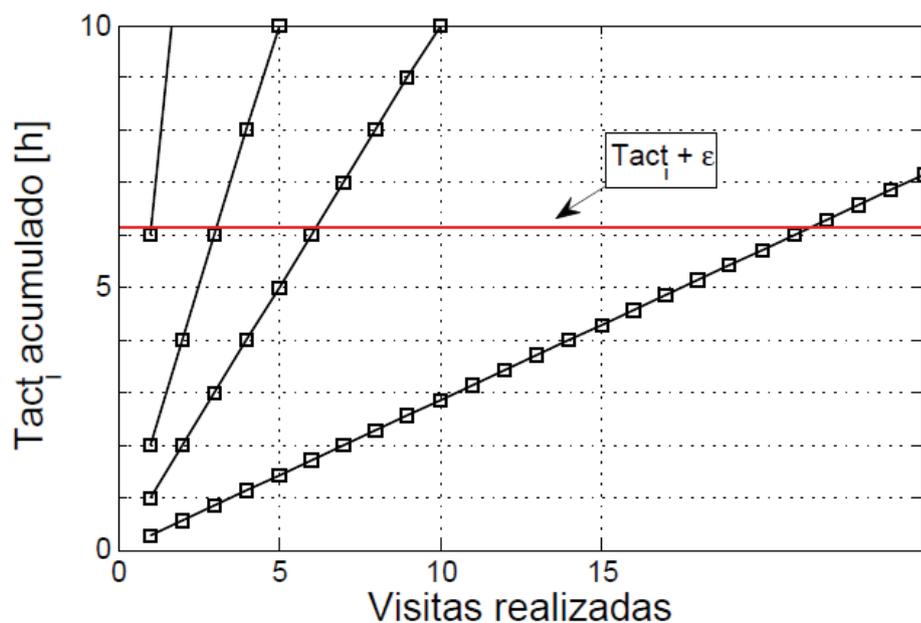
FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 – espécie dispersora 1, i2 – espécie dispersora 2, i3 – espécie dispersora 3, i4 – espécie dispersora 4. j1 – mancha nucleadora 1, j2 – mancha nucleadora 2, j3 – mancha nucleadora 3, j4 – mancha nucleadora 4.

A simulação I foi realizada para avaliar o comportamento do modelo de solução numérica com base na solução analítica proposta por Frigo (2013). O cenário I descrito na seção (3.5) foi utilizado para a simulação em questão e resultou em simulações com o intuito de verificar: **a)** os padrões de visitas das espécies dispersoras, **b)** o número de visitas realizadas por cada indivíduo dispersor, **c)** o número de visitas recebidas por cada mancha nucleadora, **d)** a média de visitas realizadas por cada espécie dispersora, **e)** a média de visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora e a média da previsão analítica, **f)** a média e desvio padrão das visitas recebidas pelas manchas nucleadoras em função da variação da abundância da população de dispersores, **g)** o desvio padrão relativo em função da variação da abundância de dispersores, **h)** a média e desvio padrão das visitas

recebidas pelas manchas nucleadoras em função da variação da assembleia de manchas nucleadoras e i) o desvio padrão relativo em função da variação da assembleia de manchas nucleadoras.

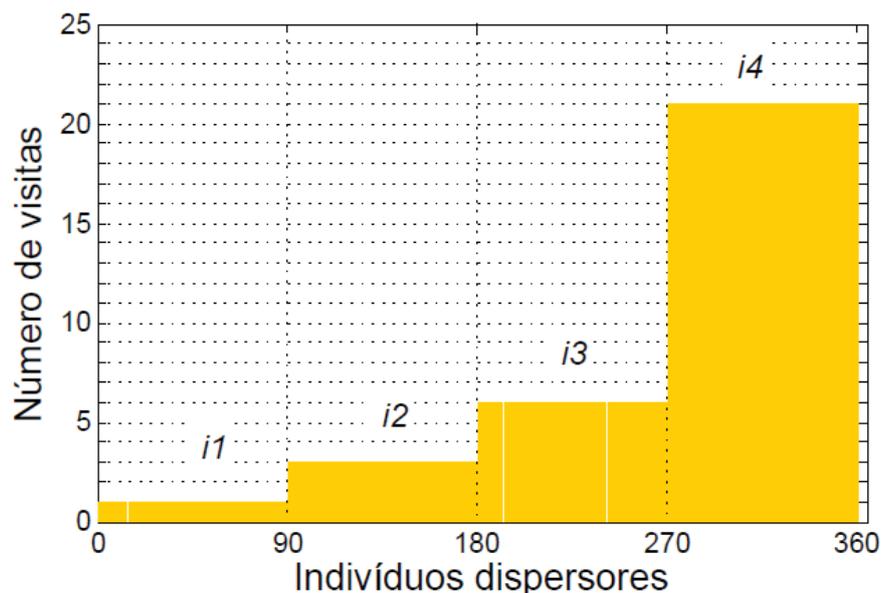
GRÁFICO 1 – PADRÕES DE VISITAS DAS ESPÉCIES DE AVIFAUNA DISPERSORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $i1$  – espécie dispersora 1,  $i2$  – espécie dispersora 2,  $i3$  – espécie dispersora 3,  $i4$  – espécie dispersora 4,  $Tact_i$  – tempo de atividade diário típico,  $\epsilon$  – tolerância. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

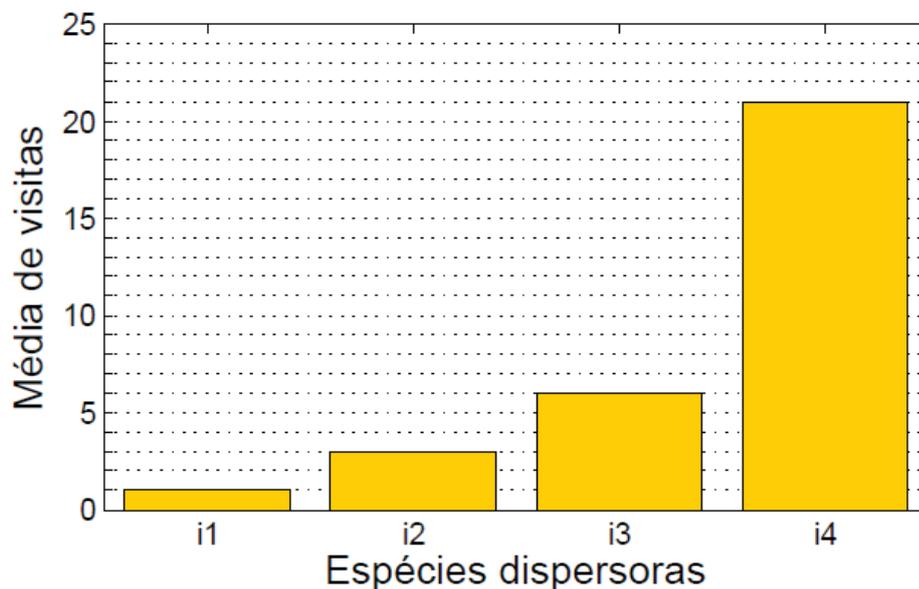
GRÁFICO 2 – NÚMERO DE VISITAS REALIZADAS POR CADA INDIVÍDUO DISPERSOR



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $i1$  – espécie dispersora 1,  $i2$  – espécie dispersora 2,  $i3$  – espécie dispersora 3,  $i4$  – espécie dispersora 4. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

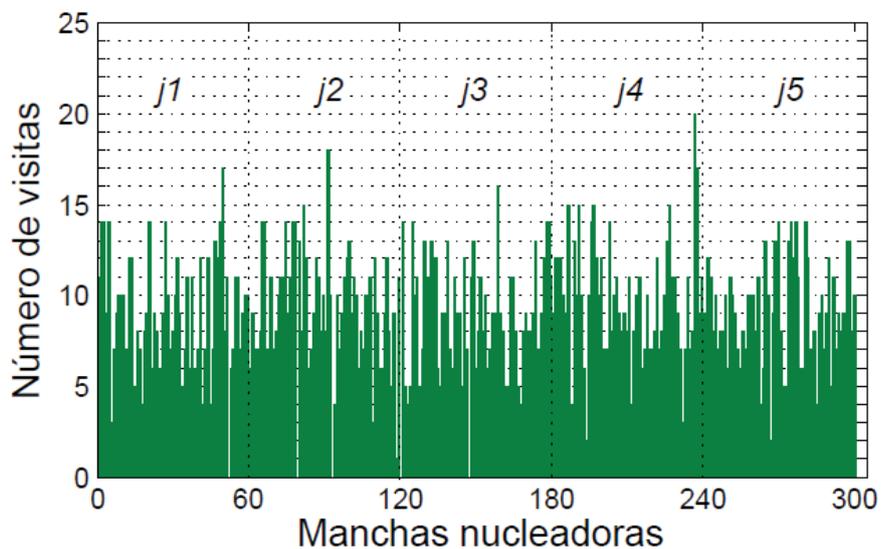
GRÁFICO 3 – MÉDIA DE VISITAS REALIZADAS POR CADA ESPÉCIE DE AVIFAUNA DISPERSORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 – espécie dispersora 1, i2 – espécie dispersora 2, i3 – espécie dispersora 3, i4 – espécie dispersora 4. Média de visitas realizadas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

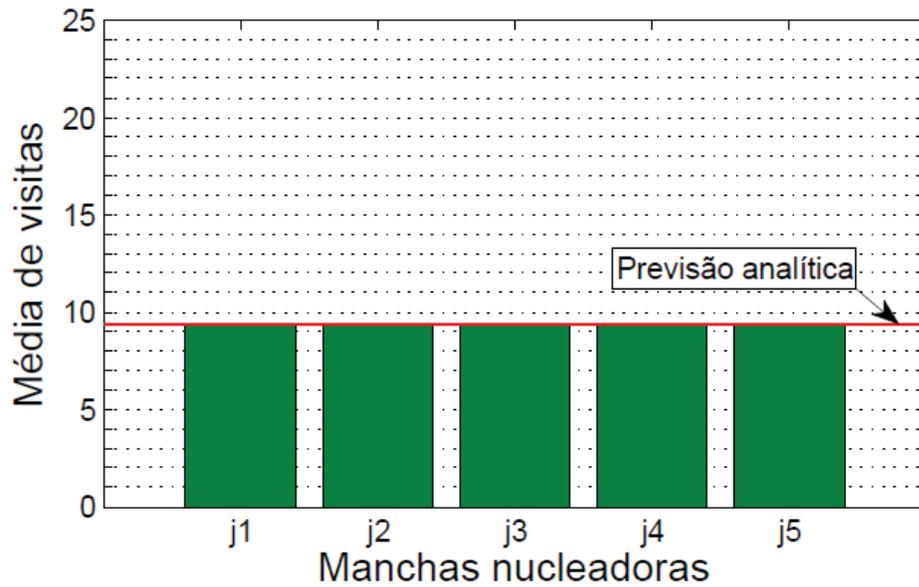
GRÁFICO 4 – NÚMERO DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: j1 – mancha nucleadora 1, j2 – mancha nucleadora 2, j3 – mancha nucleadora 3, j4 – mancha nucleadora 4, j5 – mancha nucleadora 5. Todas as manchas são consideradas do mesmo tipo. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

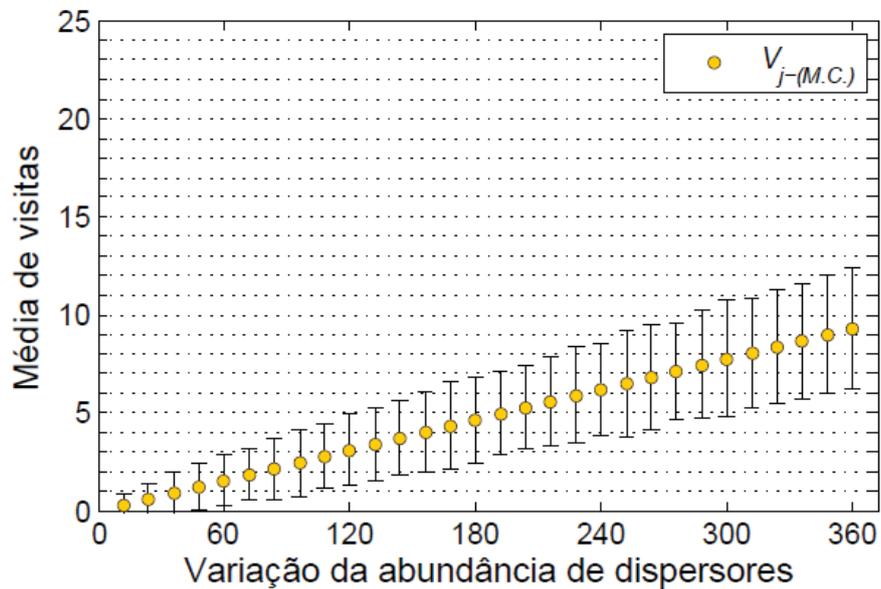
GRÁFICO 5 – MÉDIA DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: j1 – mancha nucleadora 1, j2 – mancha nucleadora 2, j3 – mancha nucleadora 3, j4 – mancha nucleadora 4, j5 – mancha nucleadora 5. Média de visitas recebidas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

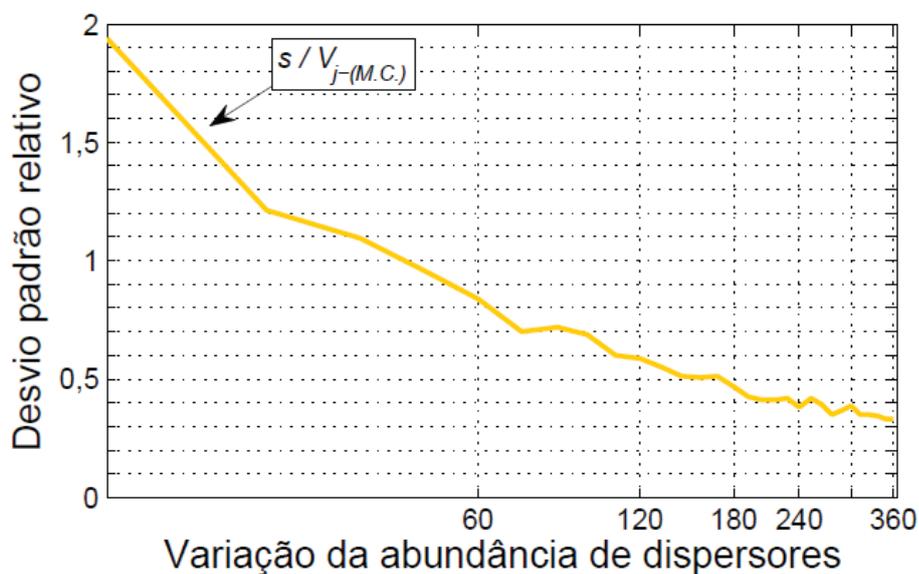
GRÁFICO 6 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO DAS VISITAS REALIZADAS EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $V_{j-(M.C.)}$  – Média de visitas recebidas após 1000 aleatorizações.  $A_j = (60, 60, 60, 60)$   $A_d (inicial) = (1, 1, 1, 1)$ ,  $A_d (final) = (90, 90, 90, 90, 90)$ .

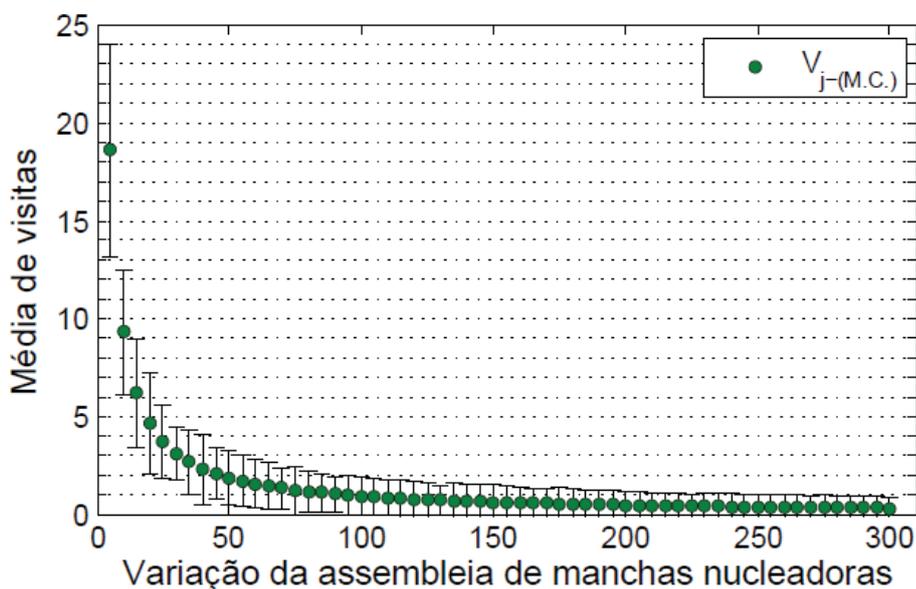
GRÁFICO 7 – DESVIO PADRÃO RELATIVO EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $s$  – desvio padrão da média de visitas,  $V_{j-(M.C.)}$  – Média de visitas após 1000 aleatorizações.  $A_j = (60, 60, 60, 60)$   $A_d (inicial) = (1, 1, 1, 1)$ ,  $A_d (final) = (90, 90, 90, 90, 90)$ .

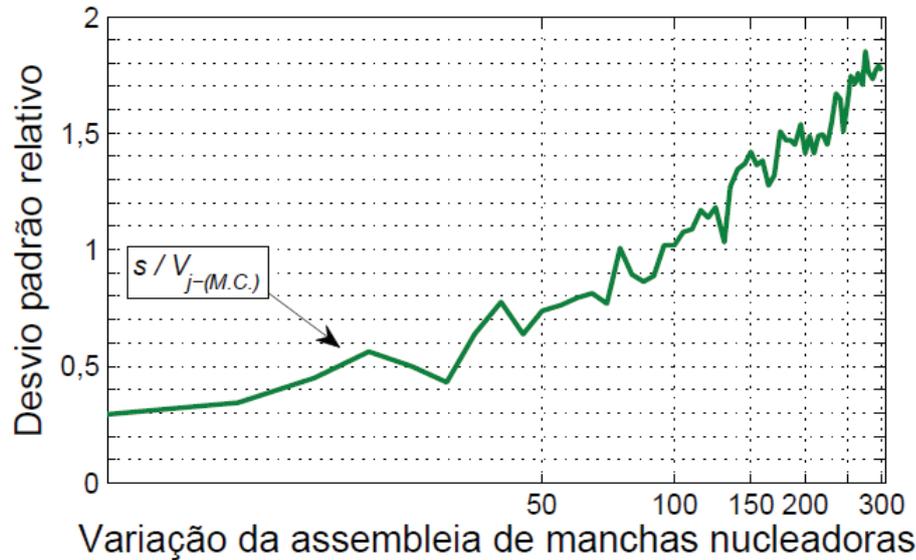
GRÁFICO 8 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO DAS VISITAS RECEBIDAS EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA ASSEMBLEIA DE MANCHAS NUCLEADORAS



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $V_{j-(M.C.)}$  – Média de visitas após 1000 aleatorizações.  $A_d = (3, 3, 3, 3)$ ,  $A_j (inicial) = (1, 1, 1, 1, 1)$ ,  $A_j (final) = (60, 60, 60, 60, 60)$ .

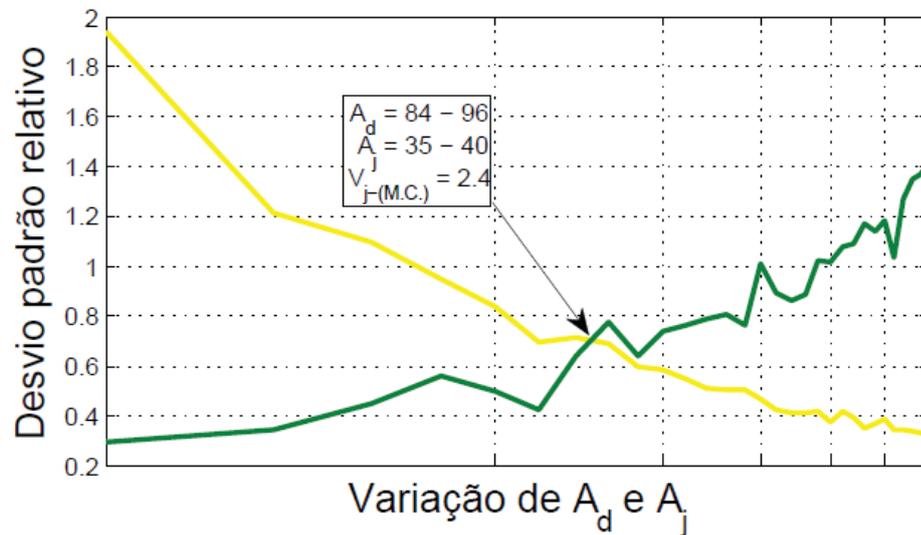
GRÁFICO 9 – DESVIO PADRÃO RELATIVO EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA ASSEMBLEIA DE MANCHAS NUCLEADORAS



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $s$  – desvio padrão da média de visitas,  $V_{j-(M.C.)}$  – Média de visitas após 1000 aleatorizações. .  
 $A_d = (3, 3, 3, 3)$ ,  $A_j(\text{inicial}) = (1, 1, 1, 1, 1)$ ,  $A_j(\text{final}) = (60, 60, 60, 60, 60)$ .

GRÁFICO 10 – DESVIO PADRÃO RELATIVO EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA ASSEMBLEIA DE MANCHAS NUCLEADORAS E DA ABUNDÂNCIA DE DISPERSORES



FONTE: O autor (2018).

NOTA:  $A_d$  – Abundância de dispersores,  $A_j$  – Abundância de manchas nucleadoras,  $V_{j-(M.C.)}$  – Média de visitas após 1000 realizações.

## 4.2 SIMULAÇÃO II

O levantamento de dados *exsitu* selecionou seis espécies de avifauna dispersoras nativas da Mata Atlântica, que foram classificadas quanto ao seu habitat e guilda alimentar (TABELA 1):

TABELA 1 – ESPÉCIES DE AVIFAUNA DISPERSORA CLASSIFICADAS QUANTO A SEU HABITAT (FF: FRUGIVORO FACULTATIVO; O: ONÍVORO).

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HABITAT	GUILDA ALIMENTAR
i1 Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Borda florestal/Áreas abertas	FF
i2	<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Borda florestal/Áreas abertas	FF
i3 Turdidae	<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	Florestal	FF
i4	<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	Borda florestal/Áreas abertas	FF
i5	<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	Borda florestal/Áreas abertas	FF
i6 Tyranidae	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Borda florestal/Áreas abertas	O

FONTE: (TELINO JÚNIOR et al., 2005; DARIO, 2010; CARRANO, 2013).

Quanto as espécies de plantas, o levantamento de dados *exsitu* selecionou espécies usuais em etapas iniciais de projetos de restauração na Mata Atlântica, que foram classificadas quanto ao seu hábito e tipo de dispersão (TABELA 2):

TABELA 2 – ESPÉCIES DE PLANTAS PIONEIRAS CLASSIFICADAS QUANTO A SEU HÁBITO.

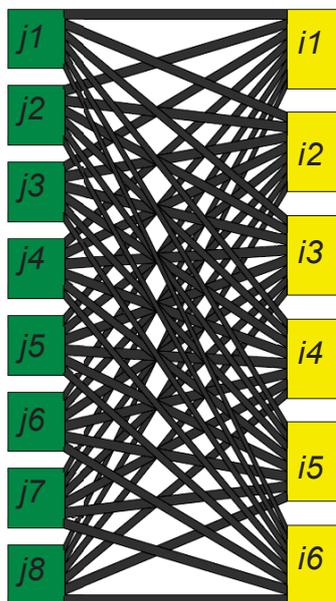
FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	DISPERSÃO
j1 Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Arbustiva/Arbórea	Zoocórica
j2 Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. Endl.	Arbustiva/Arbórea	Zoocórica
j3 Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Arbórea	Zoocórica
j4	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Arbustiva	Zoocórica
j5 Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Arbustiva/Arbórea	Zoocórica
j6 Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. Schult.	Arbórea	Zoocórica
j7 Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Arbórea	Zoocórica
j8 Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Arbórea	Zoocórica

FONTE: (BACKES; IRGANG, 2004; CAMPOS, 2014; IPE, 2015).

A partir do levantamento das interações entre as espécies de fauna e flora citadas acima, criou-se uma rede de interações hipotética altamente conectada entre avifauna dispersora característica de ambientes abertos e bordas florestais e espécies

de plantas pioneiras zoocóricas usuais em projetos de restauração ecológica da Mata Atlântica (FIGURA 5).

FIGURA 5 – GRAFO BIPARTIDO REPRESENTANDO AS INTERAÇÕES ENTRE ESPÉCIES DE PLANTAS (RETÂNGULO VERDE) E AVIFAUNA (RETÂNGULO AMARELO).

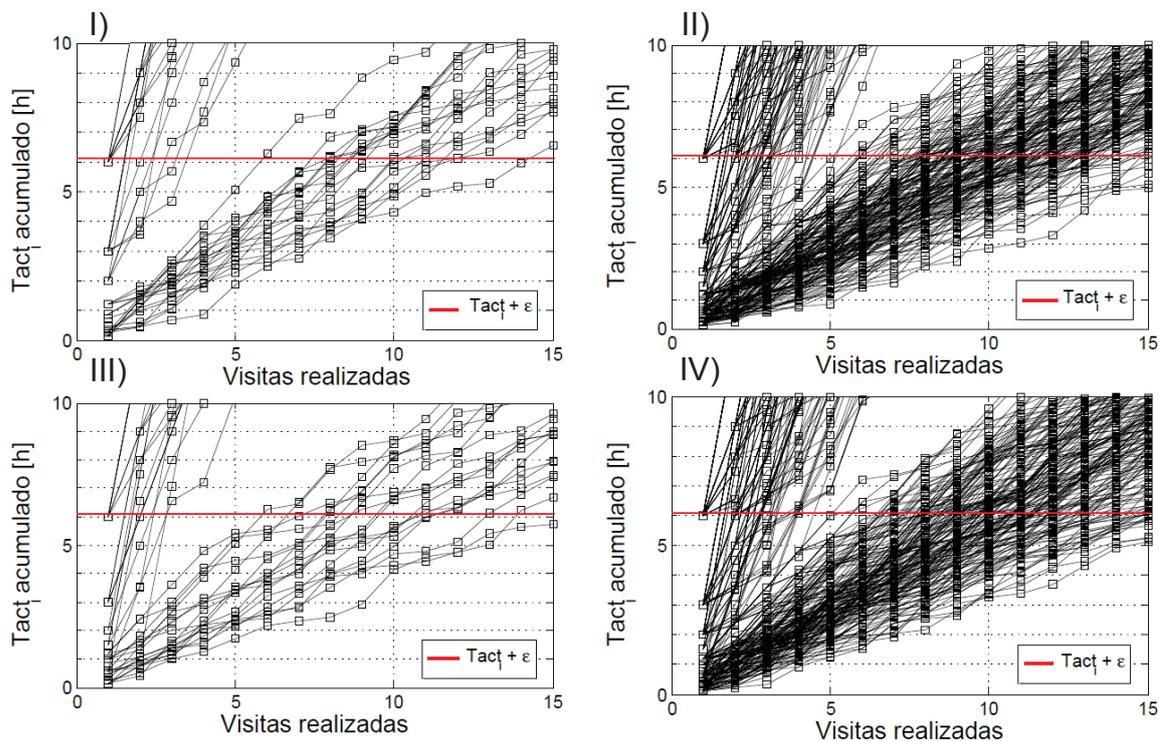


FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Tachyphonus coronatus*, i2 - *Tangara sayaca*, i3 - *Turdus albicollis*, i4 - *Turdus amaurochalinus*, i5 - *Turdus rufiventris*, i6 - *Pitangus sulphuratus*. j1 - *Schinus terebinthifolius*, j2 - *Alchornea glandulosa*, j3 - *Miconia cinnamomifolia*, j4 - *Miconia cinerascens*, j5 - *Pera glabrata*, j6 - *Myrsine coriácea*, j7 - *Cecropia pachystachya*, j8 - *Citharexylum myrianthum*.

A simulação II permite aprofundar a análise da taxa de visitas em função da variação da abundância de dispersores e assembleias de manchas nucleadoras. A análise das taxas de visitas realizadas e recebidas permite examinar quantitativamente o comportamento das visitas em função da contribuição do serviço ecossistêmico realizado pela comunidade de avifauna e do esforço de restauração necessário ao empregar as técnicas de plantio.

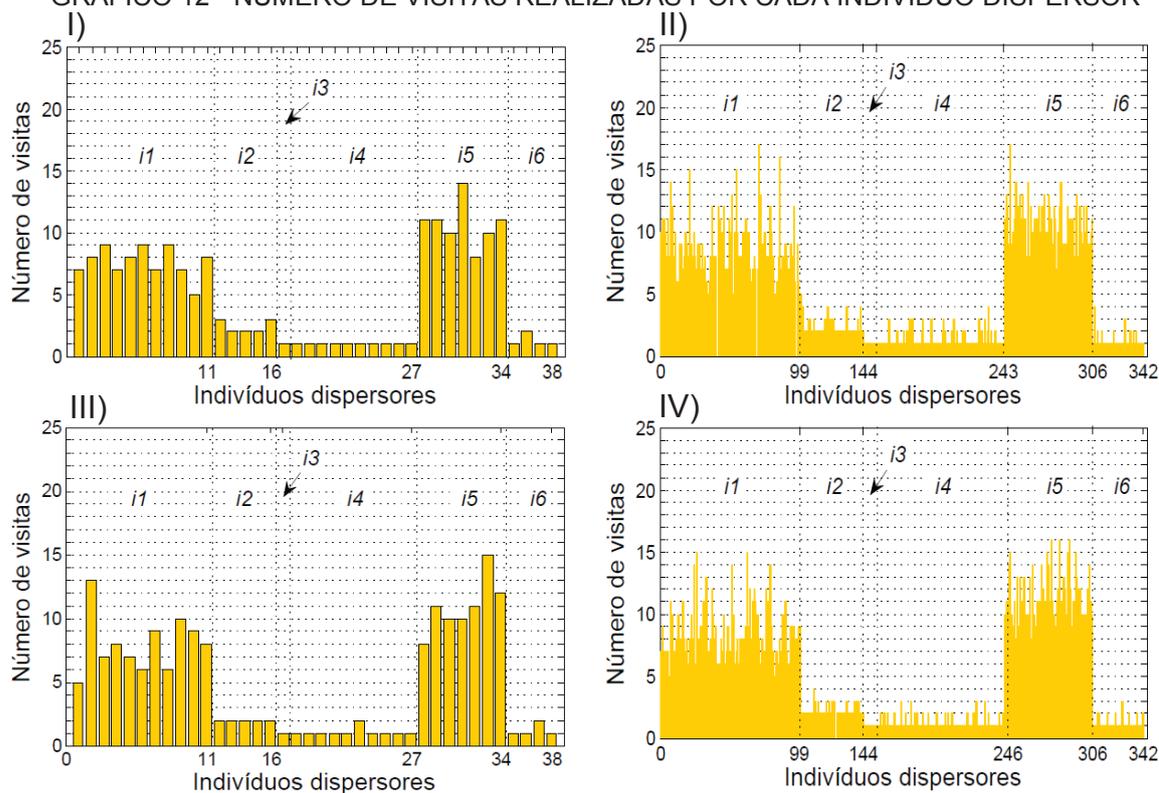
GRÁFICO 11 – PADRÕES DE VISITAS DAS ESPÉCIES DE AVIFAUNA DISPERSORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração.  $Tact_i$  – tempo de atividade diário típico,  $\epsilon$  – tolerância. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

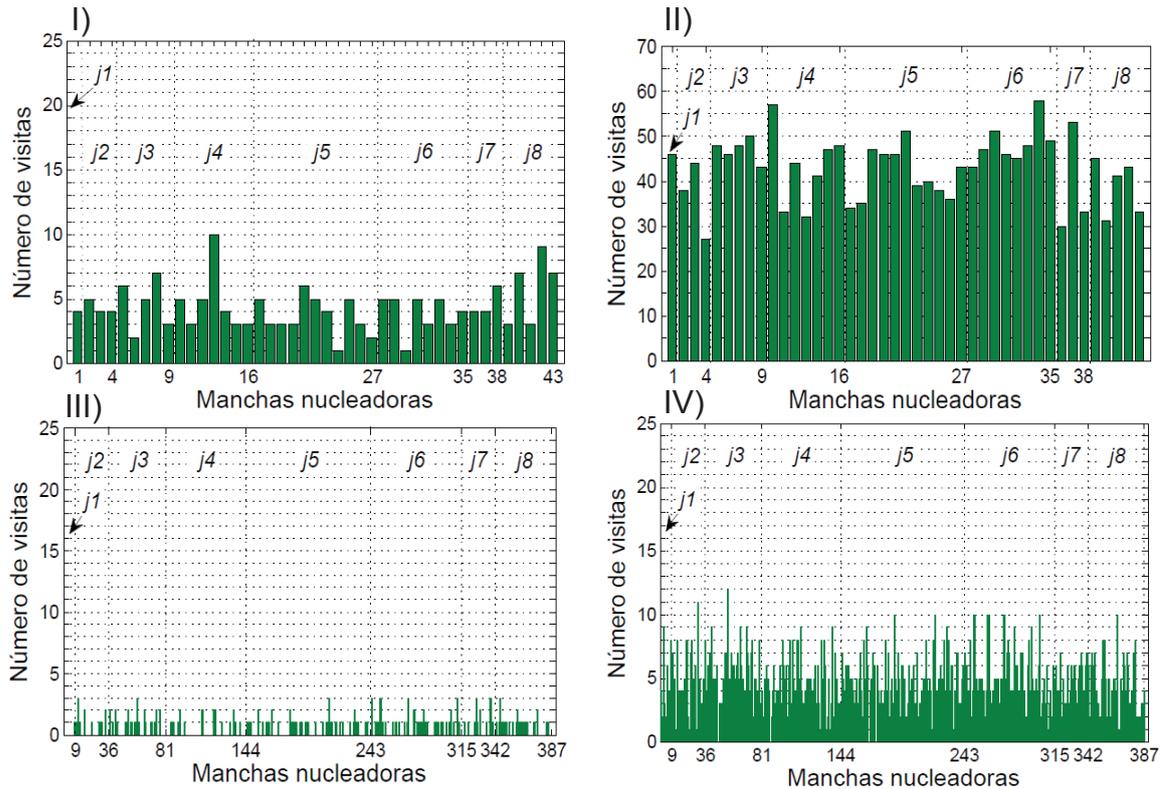
GRÁFICO 12 - NÚMERO DE VISITAS REALIZADAS POR CADA INDIVÍDUO DISPERSOR



FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração. i1 - *Tachyphonus coronatus*, i2 - *Tangara sayaca*, i3 - *Turdus albicollis*, i4 - *Turdus amaurochalinus*, i5 - *Turdus rufiventris*, i6 - *Pitangus sulphuratus*. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

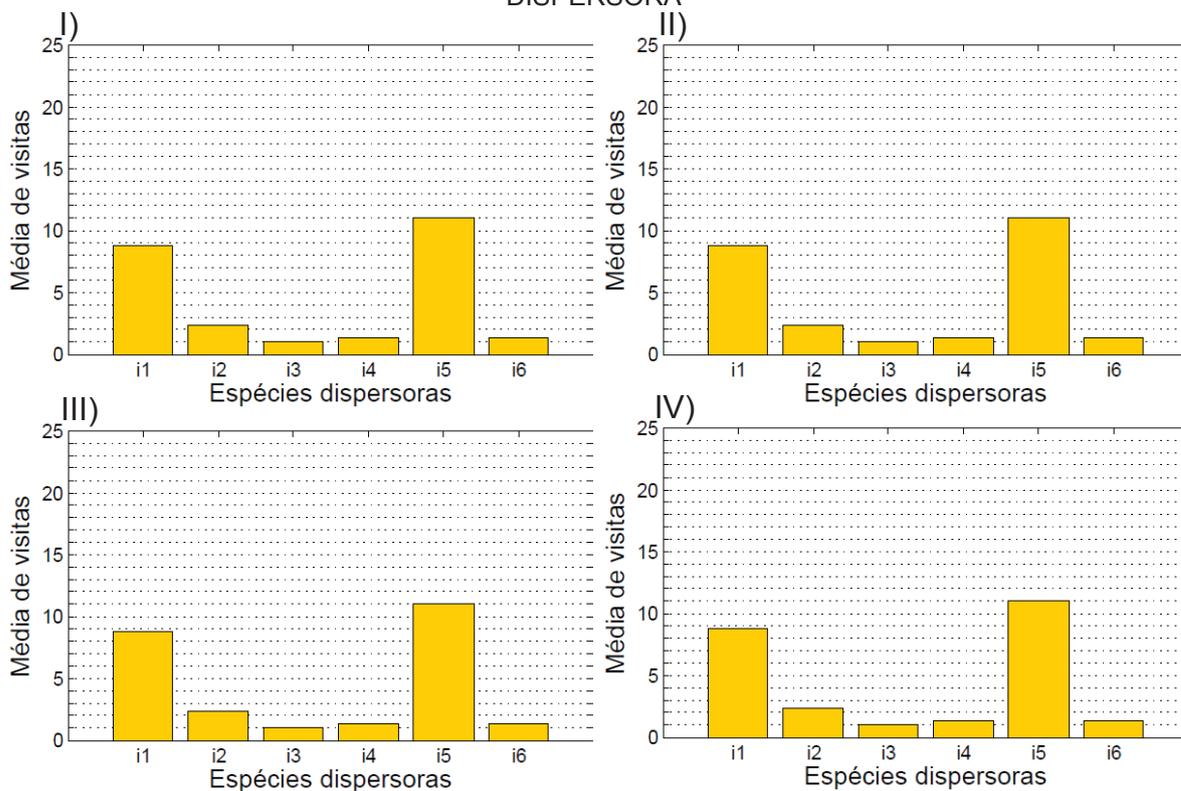
GRÁFICO 13 - NÚMERO DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração. j1 - *Schinus terebinthifolius*, j2 - *Alchornea glandulosa*, j3 - *Miconia cinnamomifolia*, j4 - *Miconia cinerascens*, j5 - *Pera glabrata*, j6 - *Myrsine coriacea*, j7 - *Cecropia pachystachya*, j8 - *Citharexylum myrianthum*. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

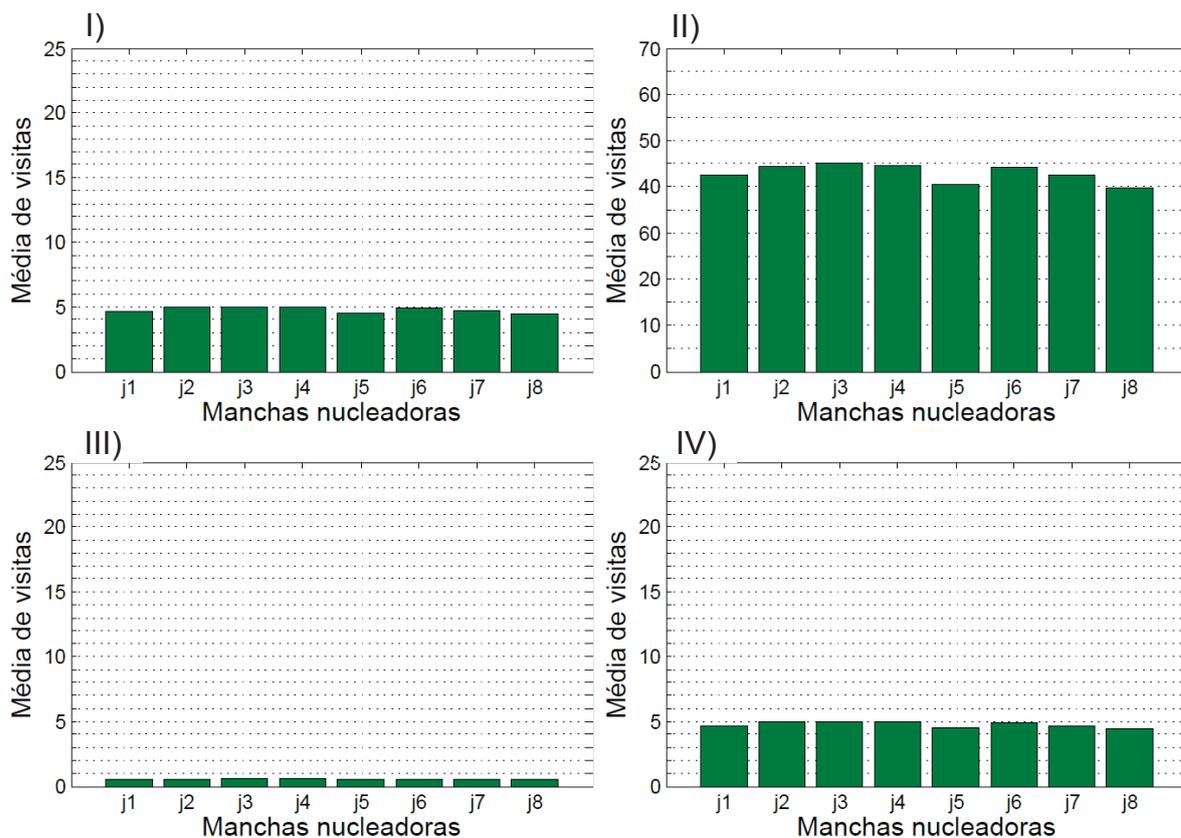
GRÁFICO 14 – MÉDIA DE VISITAS REALIZADAS POR CADA ESPÉCIE DE AVIFAUNA DISPERSORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração. i1 - *Tachyphonus coronatus*, i2 - *Tangara sayaca*, i3 - *Turdus albicollis*, i4 - *Turdus amaurochalinus*, i5 - *Turdus rufiventris*, i6 - *Pitangus sulphuratus*. Média de visitas realizadas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

GRÁFICO 15 – MÉDIA DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: I) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, II) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e poucas manchas nucleadoras na área em restauração, III) comunidade de avifauna com poucos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração e IV) comunidade de avifauna com muitos indivíduos e muitas manchas nucleadoras na área em restauração. j1 - *Schinus terebinthifolius*, j2 - *Alchornea glandulosa*, j3 - *Miconia cinnamomifolia*, j4 - *Miconia cinerascens*, j5 - *Pera glabrata*, j6 - *Myrsine coriacea*, j7 - *Cecropia pachystachya*, j8 - *Citharexylum myrianthum*. Média de visitas recebidas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

### 4.3 SIMULAÇÃO III

O levantamento qualitativo da coleta de dados *insitu* registrou um total de 12 espécies de avifauna (TABELA 3) associadas às manchas nucleadoras da área degradada destinada a restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão, adjacente a uma matriz florestal - RPPN Salto Morato (Figura 1). Os indivíduos foram identificados a nível de espécie e classificados em suas respectivas guildas alimentares com auxílio de especialistas (ver agradecimentos).

TABELA 3 – LISTA DE ESPÉCIES DE AVIFAUNA REGISTRADA NA ÁREA EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA (F: FRUGIVORO, FF: FRUGIVORO FACULTATIVO E O: ONÍVORO)

	FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME-POPULAR	GUILDA ALIMENTAR
i1	Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	Guaxe	FF
i2	Thraupidae	<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	Saíra-viúva	FF
i3		<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	Tiê-sangue	F
i4		<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Tiê-preto	FF
i5		<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sanhaço-cinzento	FF
i6		<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	Saíra-sete-cores	FF
i7		<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Saí-andorinha	FF
i8	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	Sabiá-coleira	FF
i9		<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	Sabiá-poca	FF
i10	Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	Peítica	O
i11		<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	Suiriri	FF
i12		<i>Tyrannus savana</i> (Daudin, 1802)	Tesourinha	FF

FONTE: O autor (2018).

Quanto as manchas nucleadoras, identificou-se os diferentes tipos de manchas nucleadoras e o número de espécies de cada tipo (Abundância) presentes na área de estudo I (TABELA 4):

TABELA 4 – LISTA DE DADOS DAS MANCHAS NUCLEADORAS

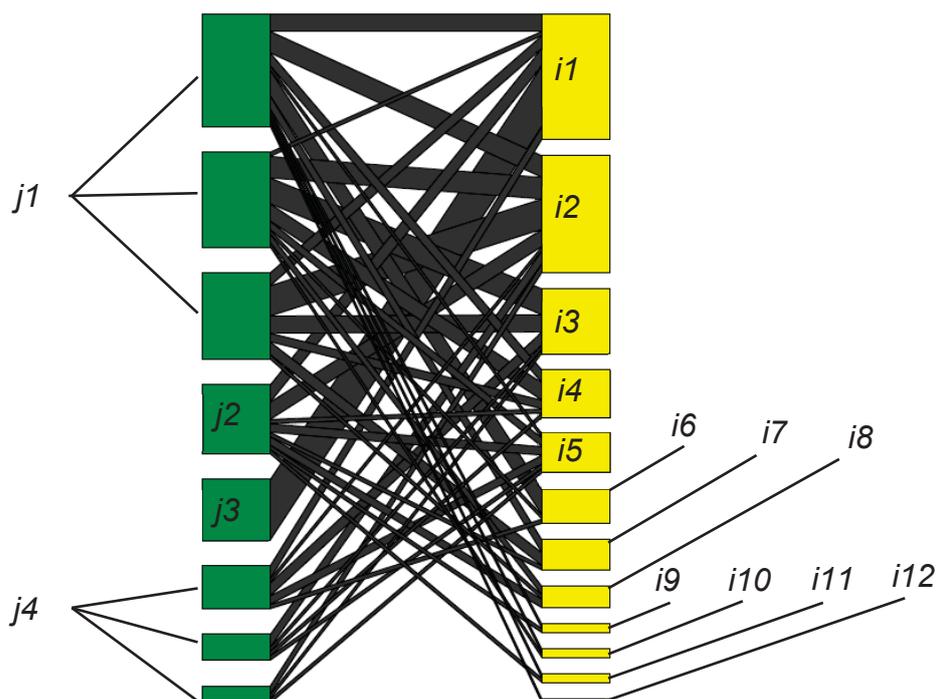
	MANCHA NUCLEADORA	ABUNDÂNCIA
j1	I	3
j2	II	1
j3	III	1
j4	IV	3

FONTE: O autor (2018).

A partir dos dados quali-quantitativos da área destinada a restauração ecológica passiva em estágios iniciais de sucessão, gerou-se um grafo bipartido (FIGURA 6) da rede de interações desse ambiente e determinou-se as características

estruturais ao nível da rede e ao nível das espécies (descritas na seção 5.3). Porém, devido a limitações do modelo de solução numérica utilizado no presente estudo a estrutura da rede *insitu* foi alterada para uma estrutura altamente conectada, ou seja, todas as espécies interagem entre si.

FIGURA 6 – REDE DE INTERAÇÕES DA ÁREA DESTINADA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

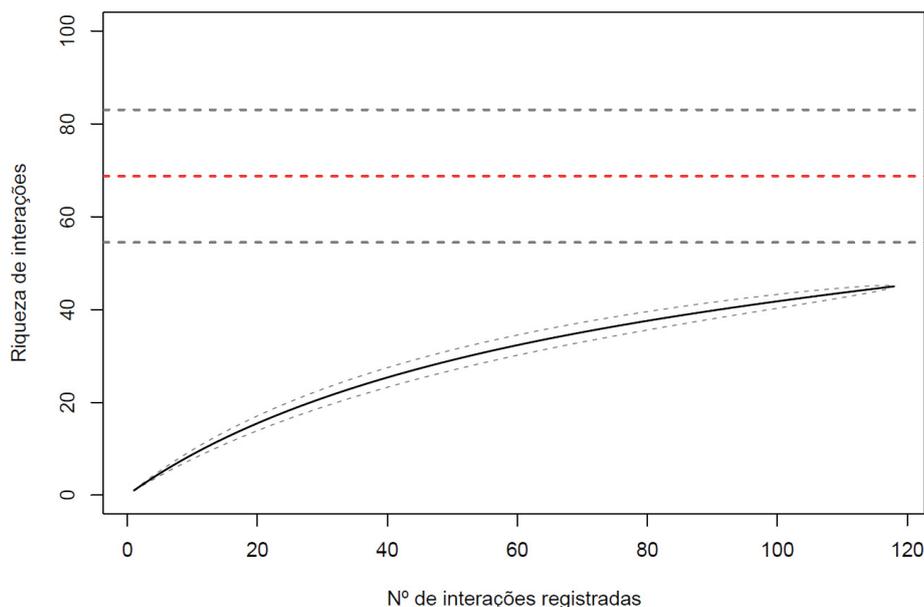


FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*, i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonomus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*. j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4.

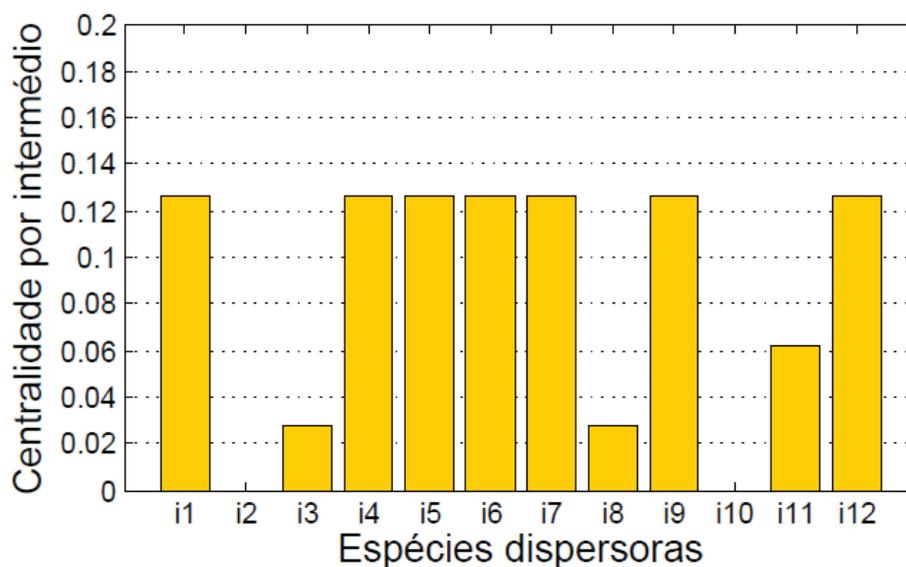
Na presente simulação, inicialmente avaliou-se o esforço amostral dos trabalhos de campo e, posteriormente, caracterizou-se a estrutura da rede de interações do ambiente em processo de restauração ecológica.

GRÁFICO 16 – AVALIAÇÃO DO ESFORÇO AMOSTRAL DO TRABALHO DE CAMPO



FONTE – O autor (2018).

GRÁFICO 17 – CENTRALIDADE POR INTERMÉDIO DAS ESPÉCIES DE AVIFAUNA DISPERSORA

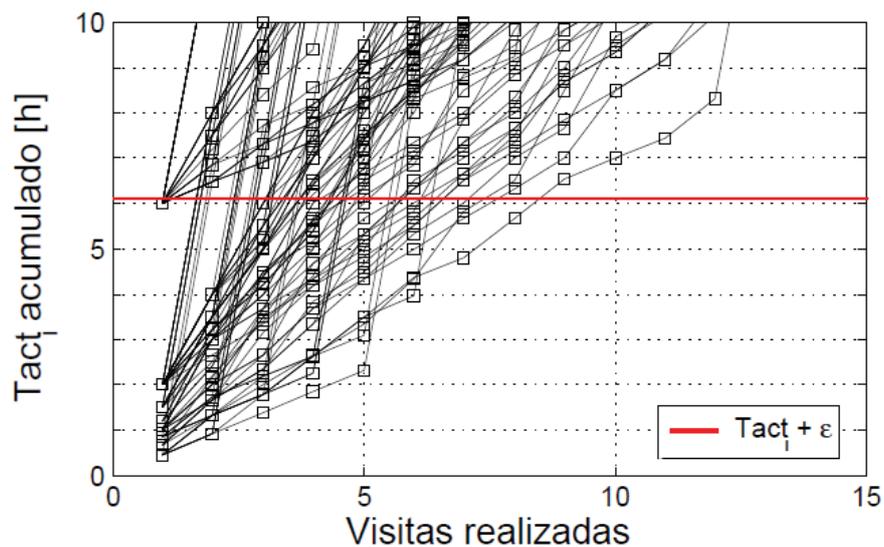


FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*, i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonomus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*.

Quanto as simulações do cenário III, gerou-se cinco gráficos com o intuito de verificar: **a)** os padrões de visitas das espécies de avifauna, **b)** o número de visitas realizadas por cada indivíduo dispersor, **c)** o número de visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora, **d)** a média de visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora e **e)** a média de visitas realizadas por cada espécie dispersora.

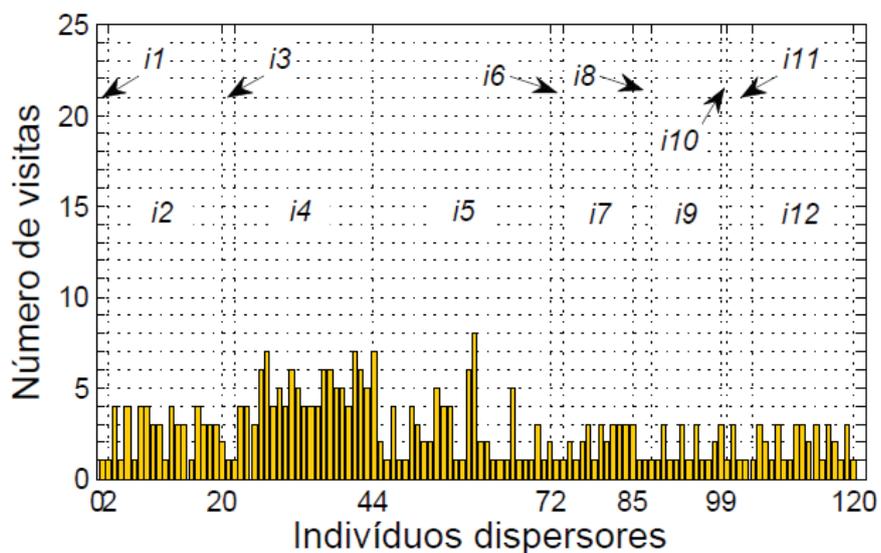
GRÁFICO 18 - PADRÕES DE VISITAS DAS ESPÉCIES DE AVIFAUNA DISPERSORA



FONTES: O autor (2018).

NOTA:  $Tact_i$  – tempo de atividade diário típico,  $\epsilon$  – tolerância. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

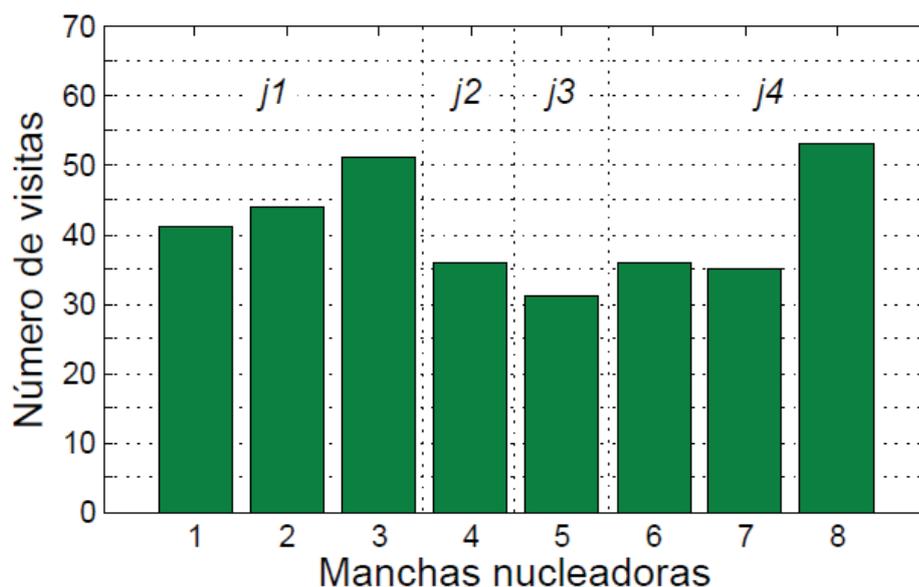
GRÁFICO 19 – NÚMERO DE VISITAS REALIZADAS POR CADA INDIVÍDUO DISPERSOR



FONTES: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*, i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonamus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

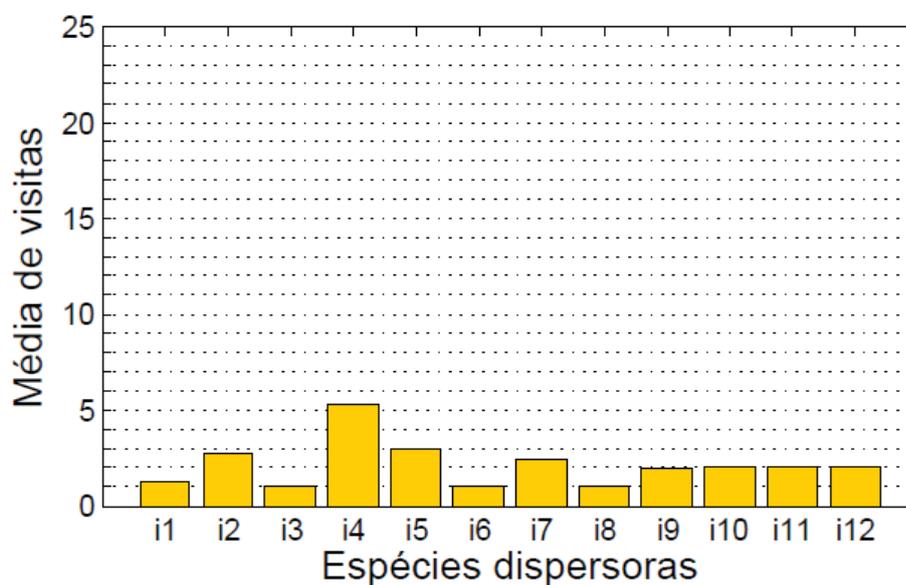
GRÁFICO 20 – NÚMERO DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4. Este gráfico representa a última realização da série de realizações do Método de Monte Carlo.

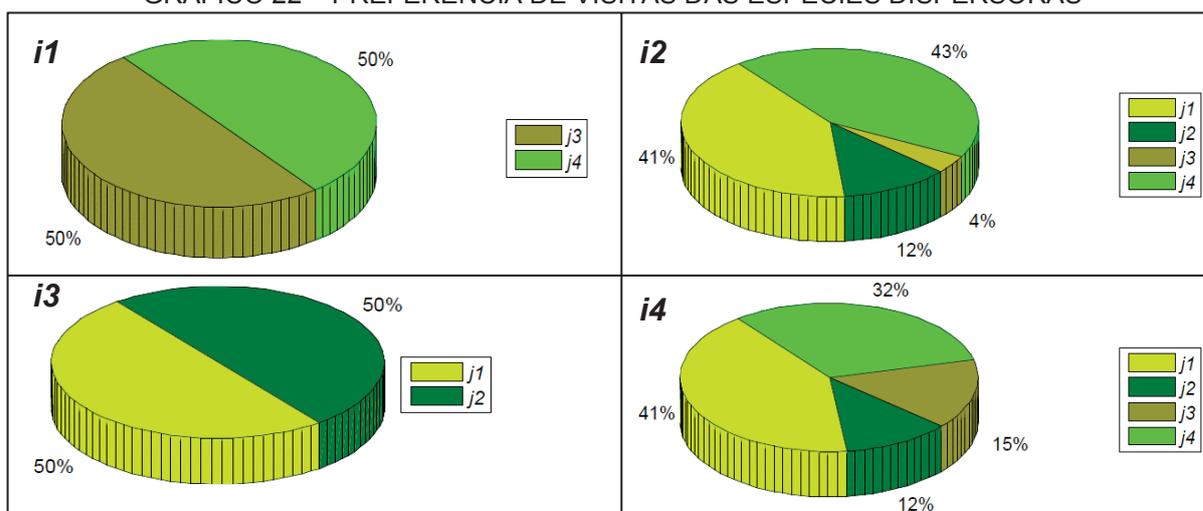
GRÁFICO 21 – MÉDIA DE VISITAS REALIZADAS POR CADA ESPÉCIE DISPERSORA.



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*, i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonomus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*. Média de visitas realizadas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

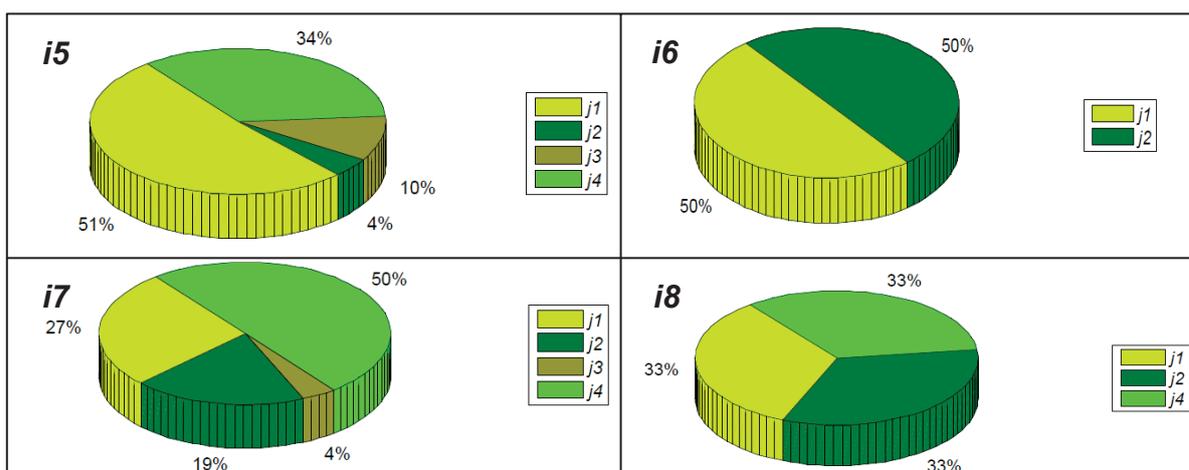
GRÁFICO 22 – PREFERÊNCIA DE VISITAS DAS ESPÉCIES DISPERSORAS



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*. j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4.

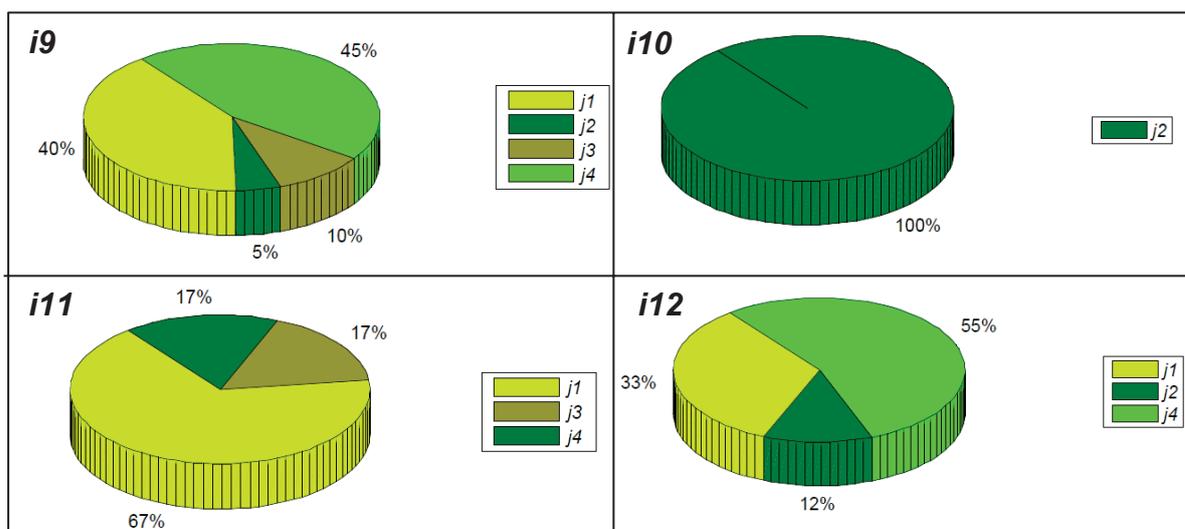
GRÁFICO 23 - PREFERÊNCIA DE VISITAS DAS ESPÉCIES DISPERSORAS



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*. j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4.

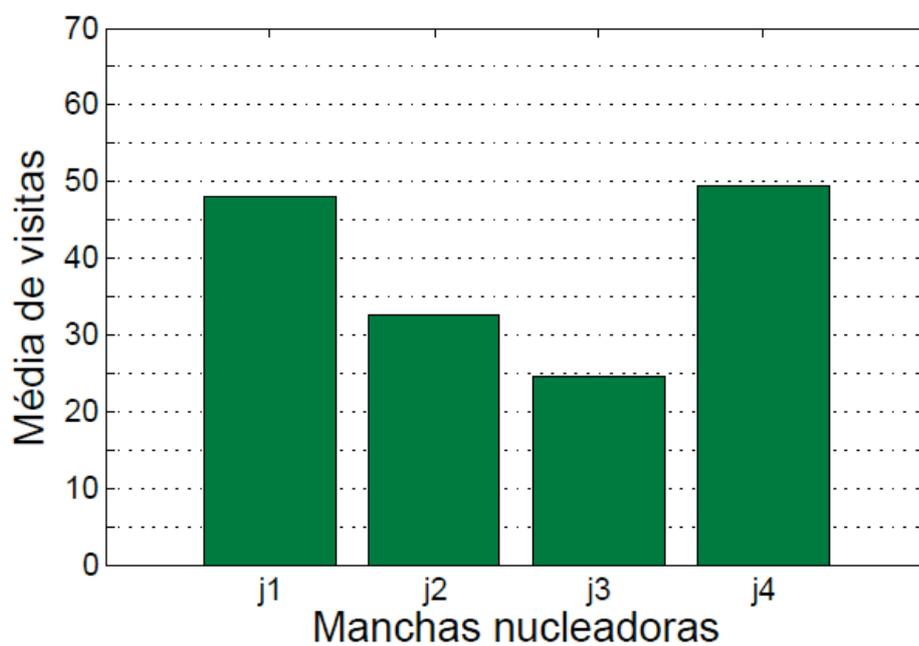
GRÁFICO 24 - PREFERÊNCIA DE VISITAS DAS ESPÉCIES DISPERSORAS



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonomus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*. j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4.

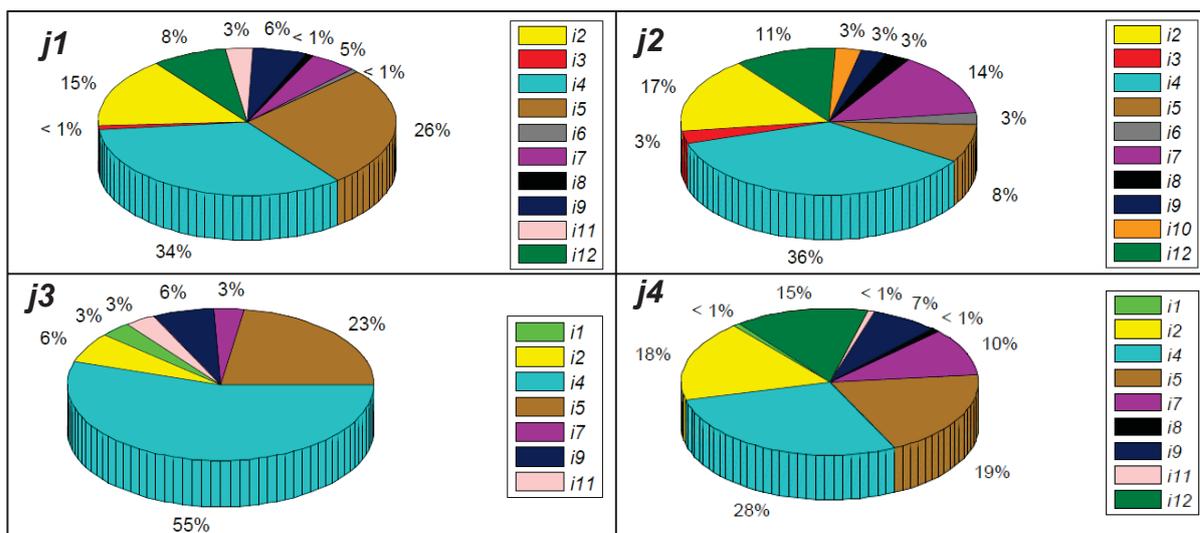
GRÁFICO 25 – MÉDIA DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4. Média de visitas realizadas após 1000 aleatorizações de Monte Carlo.

GRÁFICO 26 – DIVERSIDADE DE VISITAS RECEBIDAS POR CADA MANCHA NUCLEADORA



FONTE: O autor (2018).

NOTA: i1 - *Cacicus haemorrhous*, i2 - *Pipraeidea melanonota*, i3 - *Ramphocelus bresilius*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i8 - *Turdus albicollis*, i9 - *Turdus amaurochalinus*, i10 - *Empidonomus varius*, i11 - *Tyrannus melancholicus*, i12 - *Tyrannus savana*. j1 – mancha nucleadora 1, j2 - mancha nucleadora 2, j3 - mancha nucleadora 3, j4 - mancha nucleadora 4.

#### 4.4 SIMULAÇÃO IV

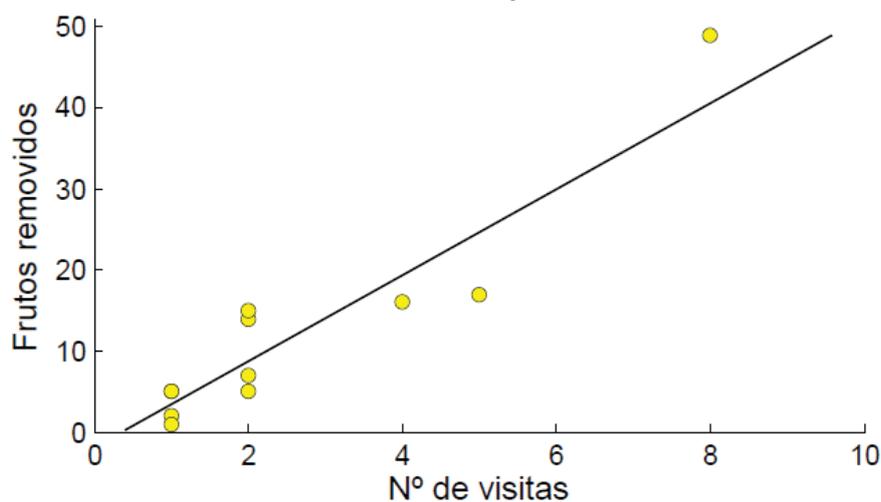
Avaliou-se a correlação entre os parâmetros de taxa de visitas e taxa de remoção de frutos, com o intuito de sugerir a utilização do modelo de interações associado ao modelo de valoração da dispersão de sementes para avaliar e valorar serviços ecossistêmicos inerentes aos projetos de restauração ecológica.

QUADRO 17 – CORRELAÇÃO DE PEARSON

TAXA DE REMOÇÃO DE FRUTOS E Nº DE VISITAS	
n (pares) =	11
r (Pearson) =	0.9348
(p) =	< 0.0001

FONTE: O autor (2018).

GRÁFICO 27 – CORRELAÇÃO DE PEARSON



FONTE: O autor (2018).

QUADRO 18 – RESULTADOS DO MODELO VDS

MODELO VDS	
Estimativa do nº de mudas plantadas	123
Valor do serviço ecossistêmico	R\$ 1.473,74

FONTE: O autor (2018).

## 5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

### 5.1 SIMULAÇÃO I

Inicialmente avaliou-se os padrões de visitas das espécies dispersoras em função de seus tempos de atividade diários (GRÁFICO 1). Ao simular o cenário I, que representa o caso analítico, pode-se observar, por exemplo, que todos indivíduos dispersores da espécie (i2) realizam 2 visitas até encerrar seu tempo de atividade, pois gastam aproximadamente 2 horas para buscar e visitar as manchas nucleadoras na área em restauração. Dessa forma o padrão de visitas de todos os indivíduos da espécie (i2) são equivalentes e as linhas que caracterizam esse padrão ficam sobrepostas.

O gráfico com o número de visitas realizados por cada indivíduo dispersor (GRÁFICO 2) representa a quantidade de visitas que cada indivíduo da comunidade de avifauna dispersora pode realizar e é baseado no parâmetro de entrada ( $V_{i,j}$ ). Na presente simulação as visitas realizadas são fixas, porém se distribuem de modo aleatório entre as manchas nucleadoras.

Ao avaliar as visitas recebidas por cada mancha nucleadora (GRÁFICO 4), é possível observar o comportamento do modelo em relação a distribuição de visitas recebidas. Pode-se constatar que as visitas recebidas pelas manchas nucleadoras são aleatórias e se diferem entre cada mancha, mesmo todas sendo consideradas como do mesmo tipo. Para geração desse resultado, o modelo de interações se baseia no potencial de visitas que a comunidade de avifauna pode realizar para distribuir as visitas de modo aleatório entre as manchas nucleadoras da área em restauração. Portanto pode-se considerar que o modelo representa de modo adequado as visitas que ocorrem em um cenário de restauração, visto que as visitas realizadas por dispersores em cenários reais de restauração são estocásticas e não determinísticas.

Para uma análise mais geral, foram gerados gráficos com as médias de visitas realizadas pelas espécies dispersoras (GRÁFICO 3) e média de visitas recebidas pelas manchas nucleadoras (GRÁFICO 5). Quanto a média de visitas realizadas por cada espécie dispersora, ao simular o caso analítico determinou-se o número de visitas como igual para indivíduos da mesma espécie, dessa forma as médias de visitas sempre serão iguais ao número de visitas. Porém entre diferentes espécies as

médias são distintas e refletem o potencial de visitas das espécies dispersoras em função de suas características de hábito (tempo de busca e permanência) e suas forças de interações com as manchas nucleadoras.

Em relação à média de visitas recebidas por cada mancha nucleadora, constatou-se a que taxa média de visitas recebidas simulada pelo modelo de solução numérica, baseado no Método de Monte Carlo, apresenta alta precisão, pois equivale ao cálculo da previsão estabelecida pela solução analítica proposta por Frigo (2013). Portanto o modelo demonstra boa confiabilidade e apresenta um bom potencial de servir como ferramenta aos projetos de restauração por permitir uma análise de cenários de restauração a partir da taxa de visitas e da abundância de dispersores e manchas nucleadoras.

Além das análises anteriores, variou-se a abundância de dispersores do cenário I para examinar o comportamento da média de visitas recebidas. Com base na análise da média, desvio padrão e desvio padrão relativo (DPR) é possível utilizar o conceito de design constructal como ferramenta aos projetos de restauração. Primeiramente, deve-se considerar que o modelo, em essência, é uma representação simplificada das interações entre manchas nucleadoras e espécies dispersoras. Estas são responsáveis por promover os fluxos de sementes dos ambientes conservados (matrizes florestais) para ambientes em processo de restauração ecológica.

O gráfico 6 representa a média e desvio padrão das taxas de visitas com a variação da população de dispersores. Pode-se observar que ao variar a abundância de dispersores da comunidade de avifauna, a taxa média de visitas e o desvio padrão aumentam. A variação representa o aumento de indivíduos de avifauna dispersora (de 12 indivíduos para 360 indivíduos), com a assembleia de manchas nucleadoras fixa (300 manchas nucleadoras).

Verifica-se que a taxa média de visitas aumenta em virtude da alta abundância de indivíduos dispersores, dado que mais indivíduos aumentam a capacidade da comunidade de avifauna em realizar visitas. Como a capacidade dessa comunidade aumenta, a promoção dos processos ecológicos da dispersão e da chuva de sementes para área degradada são mais efetivos. O desvio padrão é crescente pois as visitas recebidas por cada mancha nucleadora se tornam mais heterogêneas em relação à média de visitas, conforme aumenta-se o número de indivíduos da comunidade de avifauna.

A partir do gráfico 7, pode-se observar que com o aumento de indivíduos da comunidade de avifauna o DPR cai, e essa queda se deve ao fato de que quando a comunidade de avifauna tem uma abundância baixa o potencial de visitas é limitado e poucas manchas recebem visitas. Desse modo, com poucos dispersores a heterogeneidade das visitas recebidas por cada mancha nucleadora é alta em relação à média de visitas. A título de exemplo, com 12 indivíduos dispersores a média de visitas entre as 300 manchas nucleadoras é 0,31. Isso significa que, a maioria das manchas não receberão visitas e algumas 1 ou no máximo 2 visitas. Em outras palavras, a comunidade de avifauna não apresenta um potencial de realizar visitas e promover a dispersão e chuva de sementes na área degradada. Por fim, o desvio padrão relativo permite evidenciar que se houver uma comunidade de avifauna com indivíduos dispersores suficientes, as visitas ocorrerão em todas as manchas de modo uniforme, e assim, a eficácia dos projetos de restauração será maior. Dado que todas as manchas nucleadoras implantadas na área destinada a restauração receberão visitas de modo homogêneo em relação à média de visitas, e conseqüentemente estarão sujeitas a dispersão e a chuva de sementes, com a formação de um banco de sementes e plântulas.

O baixo potencial da comunidade de avifauna representado pelo modelo, caracteriza um cenário passível de ser avaliado por meio do design constructal. Pois surge a seguinte questão: É possível identificar um ponto ideal, no qual identifica-se o esforço mínimo de restauração em função da maior taxa média de visitas? E a resposta é sim por se tratar de um processo ecológico entre elementos inseridos em um sistema ecológico sujeito aos fluxos de sementes das matrizes para áreas em restauração.

Ao realizar a avaliação em relação a variação de manchas nucleadoras (GRÁFICO 8) - de 5 a 300 manchas nucleadoras - evidencia-se que se houver uma comunidade de avifauna com um número baixo - 12 indivíduos dispersores, e aqui também considerado fixo, verifica-se que a tendência da média é contrária. O motivo é que se um projeto de restauração investir em um plantio em área total, por exemplo, e a comunidade de avifauna não possuir um número de indivíduos suficiente para promover os serviços ecossistêmicos para área em restauração o esforço de restauração será em vão. O que ocorrerá é uma queda na taxa média de visitas e poucas manchas nucleadoras receberão visitas. Portanto somente essas poucas manchas serão capazes de desencadear os processos sucessionais na área em

restauração. Destaca-se que esse fato é comum em projetos de restauração que são incapazes de desencadear a sucessão nas áreas degradadas em virtude do baixo potencial de visitas dos dispersores (DURIGAN et al., 2010).

Já em relação ao desvio padrão relativo (GRÁFICO 9), a tendência é de aumento devido a comunidade de avifauna ser capaz de visitar apenas algumas manchas. Em termos mais matemáticos, o número de visitas é maior com poucas manchas pois os dispersores repetem as visitas nas poucas manchas existentes e a comunidade exerce seu serviço ecossistêmico em apenas alguns “alvos”, e não de modo homogêneo por toda área destinada a restauração. Com o aumento das manchas o número médio de visitas cai, pois, as visitas são distribuídas entre as diversas manchas. E o desvio padrão baixo implica que dentre todas as manchas muitas não receberão visitas e algumas 1 ou 2 visitas.

Com base no contexto acima, o design com teoria constructal permite encontrar um ponto em que o esforço de restauração adequa-se a estrutura e a abundância da comunidade de avifauna presente nos remanescentes florestais (GRÁFICO 10), que são as responsáveis pela promoção dos processos ecológicos que desencadeiam a sucessão ecológica das áreas em restauração. Ao avaliar uma métrica adimensional é possível fazer tal análise em função da abundância de dispersores e manchas nucleadoras. Ao cruzar esses dados o ponto constructal pode ser localizado e indicado como melhor alternativa ao projeto de restauração.

Ao determinar uma assembleia de manchas nucleadoras fixa e aumentar a população de dispersores, nota-se que é ineficiente aplicar esforços de mais nas técnicas de plantio, como os usuais plantios em área total dos PRADS, se a comunidade de avifauna não possuir um alto potencial. Esse caso pode ser bem retratado por meio da simulação I, onde evidencia-se quantitativamente, que é muito mais importante possuir matrizes florestais conservadas e com elevada abundância e diversidade de espécies dispersoras, pois aumentar as manchas nucleadoras nas áreas destinadas a restauração não incrementam tanto na média de visitas recebidas quanto uma elevada abundância de dispersores. Portanto o modelo de interações simula adequadamente os processos inerentes a restauração ecológica de florestas tropicais.

## 5.2 SIMULAÇÃO II

Primeiramente, avaliou-se o padrão de visitas para as diferentes espécies de avifauna dispersora com o intuito de demonstrar que método de solução numérica não é trivial, ou seja, as visitas realizadas por cada indivíduo são estocásticas. A partir do gráfico 11 verifica-se que a cada simulação, indivíduos dispersores da mesma espécie realizam visitas de modo aleatório, porém apresentam uma tendência de comportamento até atingir seu tempo de atividade diário.

Ao testar cenários extremos (abundância alta e baixa) tanto para dispersores quanto para manchas é possível explorar a questão do esforço de restauração necessário de acordo com a abundância da comunidade de avifauna. A partir do gráfico 12, observa-se o comportamento estocástico das visitas de cada indivíduo dispersor. O modelo se baseia nos dados de entrada para distribuir de modo aleatório o potencial de visitas característico de cada espécie. Com o aumento da abundância de dispersores o comportamento do modelo em relação a distribuição de visitas se mantém o mesmo, o que pode ser considerado como uma boa representação dos cenários de restauração. Esse resultado permite aos restauradores identificar quais espécies exercem maior contribuição para os projetos de restauração com base na taxa de visitas. No cenário II por exemplo, as espécies que podem ser consideradas como espécies chave para a restauração, independentemente da abundância, podem ser as espécies i1 - *Tachyphonus coronatus* e i5 - *Turdus rufiventris*, que realizam a maior taxa de visitas sobre as manchas nucleadoras.

As considerações em relação as manchas nucleadoras equivalem a avaliação dos dispersores. Após identificar as espécies dispersoras chave, o modelo de interações permite identificar as espécies de plantas ou manchas nucleadoras que exercem maior atratividade a comunidade de avifauna dispersora. Evidencia-se que cada mancha nucleadora recebe um número de visitas aleatórios (GRÁFICO 13), porém determinados a partir de dados de entrada que representam as características, forças de interação e hábito entre as espécies dispersoras e as manchas nucleadoras. Além disso, o número de visitas recebidos pelas manchas nucleadoras é igual ao número de visitas realizadas pela comunidade de avifauna, porém o modelo distribui tanto as visitas realizadas quanto as recebidas de modo estocástico.

Sob a ótica das manchas nucleadoras, o modelo de interações permite simular cenários de restauração para identificar limiares entre o menor esforço de

restauração necessário para obter uma alta taxa de visitas. Para tanto, variou-se a assembleia de manchas nucleadoras e a abundância de dispersores para encontrar tais respostas. A partir do gráfico 12 e gráfico 13, verifica-se que o sucesso dos projetos de restauração é altamente dependente da comunidade de avifauna. A avifauna, ao promover os processos ecológicos de chuva e dispersão de sementes por meio da taxa de visitas, desencadeiam os processos sucessionais na área em restauração. Portanto a efetividade das técnicas de plantio está altamente relacionada com a integridade da comunidade de avifauna. Caso um projeto investir em implantar muitas manchas nucleadoras e a comunidade de avifauna não for suficiente, as taxas de visitas serão baixas. Já se a comunidade de avifauna for significativa (elevada abundância) um plantio em área total, por exemplo, poderá ter uma alta taxa de visitas.

Para uma análise mais geral, pode-se observar a média de visitas realizadas por cada espécie dispersora (GRÁFICO 14) e a média de visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora (GRÁFICO 15). Em relação as espécies dispersoras, verifica-se que a média de visitas se mantém constante mesmo com o aumento da abundância de dispersores. Isso se deve ao comportamento do modelo, que mantém a média de visitas constante entre as espécies mas distribui aleatoriamente as visitas entre indivíduos. Ou seja, com base no parâmetro  $(V_{i,j})$ , o modelo distribui as visitas para garantir que a média de visitas seja a média de visitas característica dessa espécie. Como exemplo, pode-se observar no gráfico 14 que os indivíduos dispersores da espécie  $i_1$  - *Tachyphonus coronatus* realizam um número de visitas diferentes mesmo com o aumento da abundância, dado que as visitas podem ser realizadas nos diversos tipos de manchas nucleadoras presentes no cenário de simulação. Porém a média para as comunidades com muitos ou poucos dispersores é igual.

Ao simular cenários de restauração ecológica com características quantitativas diferentes foi possível examinar o comportamento do modelo em relação à média de visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora. As médias de visitas em relação as manchas nucleadoras tendem a um mesmo valor em um cenário com elevada abundância de manchas e dispersores devido às visitas realizadas tenderem a se distribuir uniformemente entre todas as manchas, pois a comunidade de avifauna com alta abundância tem alto potencial em promover visitas e, conseqüentemente, os processos que desencadeiam a sucessão da área em restauração. Sendo que essa consideração, aqui é alicerçada na taxa de visitas,

por se considerar que com uma alta taxa de visitas a probabilidade de fluxo de sementes da matriz florestal para área degradada é potencializada (SCHUPP et al., 2010).

Constatou-se a partir dos resultados, a importância que as matrizes florestais conservadas possuem ao garantir abundância e diversidade de espécies dispersoras necessárias à promoção do serviço ecossistêmico da dispersão e chuva de sementes na área degradada. Através do gráfico 12 e gráfico 13, evidencia-se que se poucas manchas nucleadoras forem implantadas na área destinada a restauração e existir uma comunidade de avifauna conservada, muitas visitas serão realizadas. Porém se muitas manchas nucleadoras forem implantadas na área em restauração e não houver uma comunidade de avifauna adequada, o serviço ecossistêmico da dispersão e chuva de sementes será insuficiente, e muitas manchas nucleadoras não receberam nenhuma visita. Sendo assim, o esforço de restauração ao implantar as técnicas de plantio pode ser em vão. Por este fato, indica-se caracterizar a estrutura da rede de interações do ambiente adjacente a matriz florestal para constatar a integridade da comunidade de dispersores locais, e por fim simular os cenários de restauração antes de decidir qual técnica utilizar.

### 5.3 SIMULAÇÃO III

O esforço amostral da coleta de dados *insitu* foi avaliado a partir do gráfico 16, que objetivou verificar a eficiência das amostragens realizadas em campo a partir da curva de rarefação. Como resultado da análise de suficiência amostral, evidencia-se que a coleta de dados realizada na área destinada a restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão (rede *insitu*) não atingiu o esforço amostral estimado como ideal. O esforço amostral realizado obteve um total de 118 interações registradas, com valor estimado para riqueza de interações de 45. Porém o estimado como ideal seria uma riqueza de interações de 68,9 (linha tracejada vermelha). Portanto seria necessário realizar mais amostragens no campo para caracterização ideal da estrutura da rede *insitu*.

As interações da rede *insitu* foram classificadas como mutualismo facultativo devido à guilda alimentar das aves, e corroborando com as ideias propostas por Mello (2010) que considera a dispersão de sementes como um tipo de mutualismo facultativo. Segundo Bascompte et al. (2003), redes compostas por mutualismos facultativos também apresentam padrão aninhado. Logo, tal métrica foi calculada para a rede em questão, além das métricas de modularidade e conectância. A estrutura de rede em questão não apresentou padrão aninhado (NODF = 41.55142;  $p = 0.646$ ), modularidade baixa ( $M = 0.253505$ ;  $p < 0.001$ ) e conectância moderada ( $C = 0.46875$ ).

O processo ecológico da dispersão de sementes avaliado por meio das redes de interações, representa uma ferramenta útil na compreensão da estruturação e funcionalidade dos ecossistemas (BASCOMPTE et al. 2006, TYLIANASKIS et al. 2010). Os estudos de redes podem servir como base para elaboração de estratégias de monitoramento e avaliação de projetos de restauração de florestas tropicais (DE LA PEÑA DOMENE et al.; 2014).

As interações entre espécies de avifauna e plantas zoocóricas formam redes mutualísticas de dispersão de sementes, e a partir da estrutura dessas redes surgem propriedades que tem potencial em conferir estabilidade e resistência à perda de espécies, e que podem ser utilizadas para avaliar a estrutura das redes de interações em áreas destinadas a restauração ecológica (MEMMOTT et al. 2004; BASCOMPTE et al. 2006; OLESEN et al. 2007; MELLO et al. 2011; TYLIANAKIS et al. 2010).

Uma estrutura de rede de dispersão de sementes aninhada remete à resiliência, pois espécies com poucas interações (especialistas) interagem com

espécies com muitas interações (generalistas). A partir desse conceito, os projetos de restauração podem utilizá-lo como ferramenta por meio da identificação das espécies generalistas, que são responsáveis por concentrar a maioria das interações, e desse modo, ações de restauração podem priorizar o plantio das espécies de plantas com maior força de interação com as espécies dispersoras generalistas (SAAVEDRA et al. 2014; VIDAL et al. 2014). De acordo com Barabási e Albert (1999) o aninhamento é gerado pelo processo denominado por anexo preferencial: quando uma nova espécie entra na rede, ela tem uma maior probabilidade de se conectar primeiro à outra espécie que já tenha muitas conexões, seja por serem muito generalistas ou por serem muito abundantes. Assim espécies mais conectadas (generalistas) servem como uma "âncora" para as espécies menos conectadas (especialistas), que supostamente são mais susceptíveis a extinções (BURGOS et al., 2007). Isto proporciona estabilidade às redes de interações, pois minimiza a competição entre as espécies de um mesmo lado da rede (por exemplo animais e/ou plantas) (BASTOLLA et al., 2009). Uma rede de interações mutualísticas com uma estrutura aninhada tende a maximizar o número de espécies coexistentes, diminuindo a competição e aumentando a biodiversidade (BASTOLLA et al., 2009). A ideia central, é acelerar a reconstrução da estrutura das redes de interações na área degradada a partir de espécies generalistas, que tem alto potencial de desencadear os processos sucessionais e conseqüentemente aumentar a biodiversidade na área degradada (OKUYAMA; HOLLAND, 2008).

Outra propriedade emergente de redes de dispersão de sementes é a modularidade, que gera uma estrutura de rede com subgrupos de espécies que interagem mais entre si do que com outros subgrupos da rede de interações (OLESEN et al., 2007). A avaliação desses grupos permite identificar grupos funcionais e espécies mais importantes para conexão dos diversos subgrupos. Essas espécies podem ser consideradas como conectoras ou espécies chave, dado que conectam subgrupos distintos e tem potencial de acelerar a restauração de ambientes degradados (SILVA, 2015). Além disso, a identificação e utilização de grupos funcionais permite aos projetos de restauração maximizar a diversidade funcional de dispersores nas áreas destinadas a restauração, sendo um conceito importante para garantir a conservação da biodiversidade e a restauração ecológica de florestas tropicais (MELLO et al., 2011).

Por fim a conectância permite aos projetos de restauração descrever o grau de especialização da rede e avaliar a força de interação entre os dispersores e as plantas das áreas destinadas a restauração. Tal força pode ser medida através de interações e ponderadas pela frequência de visitas realizadas pelos dispersores nas manchas nucleadoras. De acordo com Schleuning et al. (2010), a frequência de visitas apresenta uma relação positiva com a contribuição para o sucesso reprodutivo das plantas. Hegland et al. (2010) foram capazes de demonstrar que espécies ecologicamente mais importantes para a estrutura da rede são as que possuem muitas interações com outras espécies, ou seja, maior grau e força de interação. Portanto identificar espécies chave no que tange ao consumo de frutos pelos dispersores é primordial para um incremento da dispersão de sementes em ambientes tropicais degradados destinados a restauração. Assim, caracterizar a estrutura das redes de dispersão de sementes pode ser uma boa opção para reconstrução das redes de interações nas áreas degradadas.

As propriedades emergentes que surgem a partir da análise da estrutura das redes de interações permitem identificar espécies capazes de aumentar a eficácia da restauração das redes de interações ecológicas entre comunidade de avifauna e espécies de plantas. Nesse contexto duas abordagens podem ser realizadas, a primeira ao nível da rede, a partir do aninhamento, modularidade e conectância e a outra ao nível das espécies, a partir da centralidade por intermédio. As métricas ao nível da rede determinam as espécies que mais contribuem para organização da estrutura da rede e a métrica ao nível da espécie identifica espécies chave, que conectam os diferentes subgrupos de uma rede de dispersão de sementes.

Para avaliar as espécies-chave na área de estudo I (rede *insitu*) utilizou-se a métrica de centralidade por intermédio das espécies associadas ao presente estudo, e a partir de seu cálculo elaborou-se o gráfico 17, que representa os valores de centralidade por intermédio (*betweenness centrality*) para cada espécie de avifauna. A métrica de centralidade por intermédio foi utilizada no presente estudo para identificar as espécies-chave para a estrutura da rede de um ambiente em processo de restauração. Como essas espécies são importantes para a estrutura da rede de interações dos ambientes em restauração, indica-se priorizar espécies de plantas, nas técnicas de plantio, com alta capacidade de atração das espécies-chave identificadas pela métrica de centralidade por intermédio.

Para o caso em questão, indica-se priorizar espécies de plantas que possuam interações fortes com as espécies i1 - *Cacicus haemorrhous*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca*, i6 - *Tangara seledon*, i7 - *Tersina viridis*, i12 - *Tyrannus savana*. Ao priorizar essas espécies a estrutura da rede do ambiente em restauração pode ser reconstruída considerando aspectos da teoria ecológica atual e permite potencializar o processo sucessional na área degradada.

Quanto a modelagem, primeiramente avaliou-se o padrão de visitas para as diferentes espécies de avifauna dispersora com o intuito de demonstrar que método de solução numérica não é trivial, em outras palavras, as visitas dos dispersores simuladas por meio do modelo de interações são aleatórias. A partir do gráfico 18 verifica-se que a cada simulação, os indivíduos dispersores da mesma espécie realizam visitas de modo estocástico, porém apresentam uma tendência de comportamento até atingir seu tempo de atividade diário. Essa tendência é determinada pela força de interação que as espécies têm com os diferentes tipos de manchas nucleadoras.

Simular cenários de restauração a partir do modelo de interações permite avaliar a importância das espécies da comunidade de avifauna para os projetos de restauração e para os serviços ecossistêmicos inerentes aos processos de restauração ecológica, como a chuva e a dispersão de sementes. O número de visitas realizadas por cada indivíduo dispersor (GRÁFICO 19) permite aos responsáveis técnicos dos Projetos de Restauração Ecológica evidenciar as espécies de avifauna que mais contribuem para o transporte de sementes da matriz florestal para as manchas nucleadoras com base na taxa de visitas (FINK et al. 2009; MORRISON et al., 2010). Como resultado é possível identificar os padrões de visitas de cada espécie, e assim priorizar o plantio de espécies vegetais com maior potencial de atração para essas espécies de avifauna dispersora.

Quanto às manchas nucleadoras foi possível identificar quais tipos exercem maior atratividade a comunidade local de avifauna (GRÁFICO 20) através do número de visitas recebidas, e que podem ser priorizadas nos projetos de restauração. A integração entre os dados de visitas realizadas pelos dispersores e os dados de visitas recebidas pelas manchas nucleadoras possibilita potencializar o processo sucessional da área a ser restaurada, pois o modelo de interações simula as interações que ocorreriam entre os dispersores e manchas nucleadoras de áreas destinadas a

restauração ecológica e identifica as manchas nucleadoras mais atrativas a comunidade de avifauna.

Nesse contexto, os projetos de restauração ecológica devem a priori conter os fatores de perturbação, e posteriormente realizar o plantio de espécies de plantas com maior potencial facilitador de acordo com as visitas que as mesmas recebem nas simulações. Pois o modelo em questão pode servir como uma ferramenta aos protocolos de restauração e é capaz de indicar os tipos de manchas nucleadoras com maior potencial de restauração e que, possivelmente, apresente maior eficiência em desencadear o processo de sucessão ecológica da área, atraindo mais visitas e maior diversidade de fauna.

Para uma análise mais geral, os gráficos com as médias de visitas realizadas pelos dispersores (GRÁFICO 21) e média de visitas recebidas pelas manchas nucleadoras (GRÁFICO 25) foram gerados. Tal resultado possibilitou verificar importância das espécies dispersoras em relação à quantidade de visitas que as mesmas podem realizar nas manchas nucleadoras. Evidenciou-se no caso em questão que as espécies dispersoras apresentam uma contribuição semelhante ao número médio de visitas (GRÁFICO 21). Porém as espécies i2 - *Pipraeidea melanonota*, i4 - *Tachyphonus coronatus*, i5 - *Tangara sayaca* e i7 - *Tersina viridis* se destacam, com maior média de visitas realizadas. Ao comparar a média de visitas das espécies com os seus valores de centralidade observa-se que a previsão do modelo de interações pode vir a ser uma métrica para identificação de espécies chave aos projetos de restauração.

Em relação às manchas nucleadoras (GRÁFICO 25), foi possível evidenciar que as manchas nucleadoras j1 e j4 exercem maior atratividade para a avifauna pois, em média, recebem maior número de visitas pelas espécies de avifauna dispersoras. Esses resultados permitem verificar a situação da restauração por meio de simulações e possibilitam determinar a abundância e a composição mais adequada para o plantio das manchas nucleadoras de acordo com as técnicas usuais. Pois as técnicas de plantio baseiam-se no tipo de solo e a fitofisionomia da área, e o modelo agrega a estas técnicas a estimativa da abundância ideal para potencializar o processo de restauração.

Além da média de visitas recebidas por cada mancha nucleadora o modelo permite examinar a diversidade das visitas recebidas (GRÁFICO 22), (GRÁFICO 23) e (GRÁFICOS 24). Ou seja, verifica-se a porcentagem de visitas que as espécies

dispersoras realizam em cada mancha nucleadora. Essa avaliação viabiliza identificar as preferências das espécies dispersoras em relação ao tipo de mancha nucleadora e qual espécie é mais importante como agente de restauração.

Verifica-se que para todas as manchas a espécie i4 - *Tachyphonus coronatus*, apresenta maior porcentagem de visitas, seguidas da i5 - *Tangara sayaca*, e i2 - *Pipraeidea melanonota*. Diante do presente cenário de simulação, as espécies já citadas podem ser selecionadas como alvo dos restauradores ao implantar as técnicas de plantio, buscando espécies de plantas com alto potencial de atração para elas.

#### 5.4 SIMULAÇÃO IV

O modelo de interações representa as características de hábito e estrutura de interações (tempo de busca e tempo de permanência) entre espécies dispersoras e manchas nucleadoras. Como resultado é possível simular as taxas de visitas, que podem se traduzir em utilização da mancha como poleiro, abrigo, nidificação e como alvo da dispersão de sementes e chuva de sementes oriundas das matrizes florestais para áreas degradadas em processo de restauração. Sob o ponto de vista ecológico a taxa de visitas representa a interação entre espécies, e a primeira etapa de uma potencial dispersão de sementes de determinada espécie de planta.

Ao interagir com a comunidade de avifauna as manchas recebem uma taxa de visita e, posteriormente, pode ocorrer a dispersão e a chuva de sementes de uma espécie de planta. Portanto, o presente estudo levantou a hipótese de que a taxa de remoção de frutos está correlacionada com a taxa de visitas. A ideia central foi utilizar dois modelos como potenciais métricas para a valoração de serviços ecossistêmicos. O primeiro foca na taxa de visitas e simula protocolos de restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão, estimando taxas de visitas. E o segundo foca na taxa de remoção de frutos e estima a quantidade de plântulas que a comunidade de avifauna tem potencial para dispersar e possivelmente se estabelecer.

Primeiramente, realizou-se a correlação de Pearson (GRÁFICO 27) para evidenciar se a taxa de remoção de frutos e o número de visitas realizadas pela comunidade de avifauna são relacionadas. Essa análise se faz necessária para que seja possível integrar o modelo de interações entre dispersores e manchas nucleadoras e o modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes.

Os resultados mostram forte correlação positiva entre a taxa de remoção de frutos e o número de visitas realizadas pela avifauna dispersora ( $r = 0.9348$  e  $p < 0.0001$ ), rejeitando-se, assim, a hipótese de nulidade e aceitando-se a alternativa. Em outras palavras, à medida que se aumenta o número de visitas, a taxa de remoção de frutos é potencializada. O resultado positivo indica que tais parâmetros são altamente correlacionados e que os modelos têm potencial de serem integrados como métricas para valoração de serviços ecossistêmicos e também como ferramentas para a restauração ecológica de florestas tropicais.

Quanto ao modelo de valoração do serviço ecossistêmico da dispersão de sementes promovidos pela avifauna, o método de valoração em questão estimou que os indivíduos focais de *M. cinerascens* tem potencial de dispersar aproximadamente 123 plântulas para longe da planta-mãe, com o custo do serviço ecossistêmico no valor de R\$1.473,74.

O modelo VDS considera que a comunidade de avifauna promoverá a dispersão para qualquer área, não necessariamente para uma área degradada, mas mesmo assim deve ser considerado por valorar um processo ecológico de grande importância. Além disso, o modelo pode ser utilizado para outros processos ecológicos que se traduzem em serviços ecossistêmicos como a polinização e o controle de pragas promovido pelas aves. Para polinização, estima-se quantos indivíduos de plantas os polinizadores de determinada área têm potencial em polinizar com base na taxa de polinizações realizadas e estimando seu custo. E para o controle biológico de pragas, com base na taxa de consumo de pragas em determinada área estima-se o controle biológico de pragas promovidos pelas aves e o seu custo.

Existem diferenças entre os processos ecológicos que se traduzem em serviços ecossistêmicos representados pelos modelos desse trabalho. O modelo de interações tem potencial em valorar serviços ecossistêmicos classificados como de regulação e suporte, com foco taxa de visitas em ambientes em restauração ecológica. O modelo VDS estima o número de plantas dispersadas que se traduzem em plântulas após a dispersão. Tal fato não implica que essa plântula se estabelecerá em uma área destinada a restauração ou em um ambiente propício a seu estabelecimento. Esse modelo classifica-se como serviço ecossistêmico de regulação.

Por fim, a valoração de serviços ecossistêmicos no presente estudo representa uma maneira de garantir a integridade, a preservação e a conservação da

biodiversidade, além de destacar a importância em termos econômicos de tais serviços prestados a sociedade. Portanto, não se trata de transformar a biodiversidade em um produto de mercado e sim caracterizar de modo quantitativo e econômico os processos dos sistemas ecológicos e esclarecer que esses processos merecem a atenção das políticas públicas e da sociedade em virtude de sua importância para sociedade, seu alto custo e atual grau de ameaça.

## 6 CONCLUSÕES

O presente estudo possibilitou utilizar a modelagem matemática e a teoria construtal para desenvolver simulações de cenários de restauração ecológica em estágios iniciais de sucessão. Constatou-se que a solução numérica proposta equivale precisamente a solução analítica proposta por Frigo (2013). Portanto, o método de solução numérica baseada em aleatorizações de monte carlo demonstrou-se satisfatório.

Verificou-se através da caracterização quali-quantitativa da rede de interações, que é possível sugerir espécies-chave para a estrutura das redes. Essas espécies são consideradas como espécies-chave pois são capazes de otimizar o restabelecimento das interações, incrementam a biodiversidade em áreas em processo de restauração e atuam como conectoras entre os diversos grupos funcionais, que são alvos dos projetos de restauração.

Ao caracterizar e simular cenários de restauração é possível estimar a abundância adequada de manchas nucleadoras implantadas em projetos de restauração. Logo, o modelo de interações apresenta um bom potencial em servir como ferramenta aos protocolos de restauração, por estimar o esforço de restauração necessário de acordo com a integridade da comunidade de avifauna. As simulações são capazes de estimar as preferências de visitas das espécies dispersoras e a porcentagem de espécies que visitam cada mancha nucleadora.

Quanto ao modelo de valoração da dispersão de sementes, evidencia-se que tal modelo apresenta potencial de estimar a quantidade de sementes que podem vir a se tornar plântulas, e essa estimativa permite valorar o serviço ecossistêmico em questão. Destaca-se que o modelo VDS apresenta limitações quanto aos aspectos espaciais, porém demonstra um potencial de retratar a dispersão de sementes e outros processos ecológicos, como o controle biológico de pragas e a polinização. Além disso, os modelos utilizados no presente estudo possuem parâmetros que são correlacionados, o que permite a integração de ambos para avaliar e valorar processos ecológicos. Por fim, ressalta-se que os resultados apresentados são originais e significativos.

## REFERÊNCIAS

ALBERT, R.; JEONG, H.; BARABASI, A. L. Internet: Diameter of the World-Wide Web. **Nature**, v. 401, n. 6749, p.130-131, 1999.

ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES JR, P. R. ; LOYOLA, R.; ULRICH, D. W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, Wiley Online Library, v. 117, n. 8, p. 1227–1239, 2008.

ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Academy Sciences, v.114, n. 23, p. 201611855, 2017.

ALTIERI, M. A. The myth of coexistence: Why transgenic crops are not compatible with agroecologically based systems of production. **Bulletin of Science, Technology & Society**, v. 25, n. 4, p. 361–371, 2005.

ALTMANN, A.; STANTON, M. S. The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. **Ecosystem Services**, v. 29, part B, p. 282-293, 2018.

ANDERSON, M. L. Spaced-Group planting. **Unasyuva**, Roma, v. 7, n. 2, p. 1-15, 1953.

ANGELINI, R. Ecossistemas e modelagem ecológica. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, v. 1, p. 1-19, 1999.

ANGELOTTI, R.; FONSECA, W. F. D.; TORRES, A. L. DA; CUSTODIO, G. B. Uma abordagem simplificada do método Monte Carlo Quântico: da solução de integrais ao problema da distribuição eletrônica. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 433-444, 2008

ARGEL DE OLIVEIRA, M. M. Aves que plantam: Frugivoria e dispersão de sementes por aves. **Boletim do Centro de Estudos Ornitológicos**, n. 13, p. 9-23, 1998.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Séries Regionais**, n. 44, p. 1–38, 2011.

AU, A. Y. Y., CORLETT, R. T., HAU, B. C. H. Seed rain into upland plant communities in Hong Kong, China. **Plant Ecology**, v. 186, n. 1, p. 13-22, 2006.

AYRES, J. M.; MARIGO, L. C. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FEARNSIDE, P. M.; OLIVEIRA, C. S.; PADIAL, A. A.; PELICICE, F. M.; LIMA JR, D. P.; SIMBERLOFF, D.; LOVEJOY, T. E.; MAGALHÃES, A. L. B.; ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A.; ESTEVES, F. A.;

POMPEU, P. S.; LAURANCE, W. F.; PETRERE JR, M.; MORMUL, R. P.; VITULE, J. R. S. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Springer, v. 26, n. 7, p. 1745–1752, 2017.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Mata Atlântica: as árvores e a paisagem**. Porto Alegre: Paisagem do Sul, 2004.

BARABÁSI, A. L. **Linked: How everything is connected to everything else and what it means**. New York: Plume Editors, 2002.

BARABÁSI, A. L. The network takeover. **Nature Physics**, v. 8, n. 1, p. 14-16, 2012.

BARABÁSI, A. L.; ALBERT, R. Emergence of scaling in random networks. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 286, n. 5439, p. 509–512, 1999.

BARBOSA, K. C., PIZO, M. A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.

BASAK, T. The law of life: The bridge between physics and biology: Comment on “the constructal law and the evolution of design in nature” by a. bejan and s. lorente. **Physics of life reviews**, Elsevier, v. 8, n. 3, p. 249–252, 2011.

BASCOMPTE, J. Disentangling the web of life. **Science**, v. 325, n. 5939, p. 416-419, 2009.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIÁN, C. J.; OLESEN, J. M. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 100, n. 16, p. 9383–9387, 2003.

BASCOMPTE, J. Networks in ecology. **Basic and Applied Ecology**, Elsevier, v. 8, n. 6, p. 485–490, 2007.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Annual Reviews, v. 38, p. 567–593, 2007.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, v. 312, n. 5772, p. 431-433, 2006.

BASCOMPTE, J.; SOLÉ, R. V. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. **Journal of Animal Ecology**, p. 465-473, 1996.

BASTOLLA, U.; FORTUNA, M. A.; PASCUAL-GARCÍA, A.; FERRERA, A.; LUQUE, B.; BASCOMPTE, J. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 458, n. 7241, p. 1018, 2009.

BATTILANI, J. L. **Chuva de sementes em trecho de floresta ripária, Mato Grosso do Sul, Brasil**. 158f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul, 2010.

BECHARA, F. C.; FILHO, E. M. C.; BARRETTO, K. D.; GABRIEL, V. DE A.; ANTUNES, A. Z.; REIS, A. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. supl 1, p. 9–11, 2007.

BEJAN, A. Constructal law: optimization as design evolution. **Journal of Heat Transfer**, American Society of Mechanical Engineers, v. 137, n. 6, p. 061003, 2015.

BEJAN, A. Constructal-theory network of conducting paths for cooling a heat generating volume. **International Journal of Heat and Mass Transfer**, Elsevier, v. 40, n. 4, p. 799813–811816, 1997.

BEJAN, A. Evolution in thermodynamics. **Applied Physics Reviews**, v. 4, n. 1, p. 011305, 2017.

BEJAN, A. Science and technology as evolving flow architectures. **Int. J. Energy Res.**, v. 33, p. 112–125, 2009.

BEJAN, A. Street network theory of organization in nature. **Journal of Advanced Transportation**, Wiley Online Library, v. 30, n. 2, p. 85–107, 1996.

BEJAN, A. Technology evolution, from the constructal law. **Advances in Heat Transfer**, Academic Press, v. 45, n. 3, p. 183–207, 2013.

BEJAN, A. Why the bigger live longer and travel farther: animals, vehicles, rivers and the winds. **Scientific reports**, Nature Publishing Group, v. 2, p. 594, 2012.

BEJAN, A.; ERRERA, M. Complexity, organization, evolution and constructal law. **Journal of Applied Physics**, AIP Publishing, v. 119, n. 7, p. 074901, 2016.

BEJAN, A.; ERRERA, M. R. Wealth inequality: The physics basis. **Journal of Applied Physics**, AIP Publishing, v. 121, n. 12, p. 124903, 2017.

BEJAN, A.; LORENTE, S. Constructal law of design and evolution: Physics, biology, technology, and society. **Journal of Applied Physics**, AIP, v. 113, n. 15, p. 6, 2013.

BEJAN, A.; LORENTE, S. **Design with Constructal Theory**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2008.

BENAYAS, J. M. R.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.

BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on amazonian understory bird communities. **Acta amazonica**, SciELO Brasil, v. 19, p. 215–241, 1989.

BLÜTHGEN, N. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. - **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 3, p. 185–195, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; CHAZDON, R. L. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 491-496, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

BURGOS, E.; CEVAA, H.; PERAZZO, R. P. J.; DEVOTO, M.; MEDAN, D.; ZIMMERMANN, M.; DELBUE, A. M. Why nestedness in mutualistic networks? **Journal of theoretical biology**, Elsevier, v. 249, n. 2, p. 307–313, 2007.

CAMERANO, L. 1880. **Destrução mútua dos bens vivos**. Tradução de: Claudia M. Jacobi. Berlin: Springer Verlag, 1994. Dell'equilibrio dei viventi merce la reciproca distruzione.

CAMPOS, É. P. D.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F. D.; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. D. S.; MOURA, V. M.; RIBEIRO, A. S. D. S. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CAMPOS, R. P. **Aves frugívoras e plantas na sucessão florestal de áreas degradadas da floresta atlântica do sul do brasil**. 80f. Tese (Doutorado) — Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, 2014.

CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L. D. S.; KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. D. A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6., 1990, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 216–221.

CARRANO, E. **Efeitos da fragmentação e perturbação sobre aves de remanescentes de floresta ombrófila mista no estado do Paraná**. 157f. Tese (Doutorado) — Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, 2013.

CASWELL, H. Theory and models in ecology: a different perspective. **Ecological modelling**, v. 43, n. 1-2, p. 33-44, 1988.

CAVIGLIONE, J. H.; CARAMORI, P. H.; KIIHL, L. R. B.; OLIVEIRA, D. D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000.

CHACOFF, N. P.; VAZQUEZ, D. P.; LOMASCOLO, S. B.; STEVANI, E. L.; DORADO, J.; PADRON, B. Evaluating sampling completeness in a desert plant–pollinator network. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 1, p. 190-200, 2012.

CHAN, K.M. A.; GUERRY, A. D.; BALVANERA, KLAIN, S.; P.; SATTERFIELD, T.; BASURTO, X.; BOSTROM, A.; CHUENPAGDEE, R.; GOULD, R.; HALPERN, B. S.; HANNAHS, N.; LEVINE, J.; NORTON, B.; RUCKELSHAUS, M.; RUSSELL, R.; TAM, J.; WOODSIDE, U. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. **BioScience**, v. 62, n. 8, p. 744-756, 2012.

CHARLES, J. D.; BEJAN, A. The evolution of speed, size and shape in modern athletics. **Journal of Experimental Biology**, The Company of Biologists Ltd, v. 212, n. 15, p. 2419–2425, 2009.

CHAZDON, R. L.; HARVEY, C. A.; KOMAR, O.; GRIFFITH, D. M.; FERGUSON, B. G.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MORALES, H.; NIGH, R.; SOTO-PINTO, L.; VAN BREUGEL, M.; PHILPOTT, S. M. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 41, n. 2, p. 142–153, 2009.

CHRISTAKIS, N. A.; FOWLER, J. H. **Connected: The surprising power of our social networks and how they shape our lives**. New York: Little, Brown and Company, 2009.

CLARK, C. J.; POULSEN, J. R.; PARKER, V. T. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. **Biotropica**, v. 33, n. 4, p. 606-620, 2001.

CLEWELL, A.; ARONSON, J.; WINTERHALDER, K. The ser international primer on ecological restoration. **Ecological Restoration**, v. 2, p. 206–207, 2004.

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

COSTANZA, R.; DARGE, R.; DEGROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; ONEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387, p. 253–260, 1997.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, part A, p. 1-16, 2017.

CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES PADUA, C. **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2006.

DA SILVA, M. X.; PAVIOLO, A.; TAMBOSI, L. R.; PARDINI, R. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the

Iguaçu National Park, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 41, p. 51-62, 2018.

DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the atlantic forest of northeast brazil. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000.

DAILY, G. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, D. C.: Island Press, 1997.

DAILY, G. C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T. H.; SALZMAN, J.; SHALLENBERGER, R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DANLEY, B.; WIDMARK, C. Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. **Ecological Economics**, v. 126, p. 132-138, 2016.

DARIO, F. R. Avifauna em fragmentos florestais da mata atlântica no sul do espírito santo. **Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 105–115, 2010.

DE GROOT, R., BRANDER, L., VAN DER PLOEG, S., COSTANZA, R., BERNARD, F., BRAAT, L., CHRISTIE, M., CROSSMAN, N., GHERMANDI, A., HEIN, L., HUSSAIN, S., KUMAR, P., MCVITTIE, A., PORTELA, R., RODRIGUEZ, L. C., TEN BRINK, P., VAN BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, 2012.

DE LA PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; PALMAS-PÉREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E.; HOWE, H. F. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PloS one**, v. 9, n. 8, p. e104656, 2014.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1245-1255, 2004.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical africa. **Ecological Applications**, Wiley Online Library, v. 9, n. 3, p. 998–1008, 1999.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G. DE; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, 2010.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1–26.

ERRERA, M. R. Constructal law in light of philosophy of science. In: Constructal law & Second law Conference, 10. 2018, Bucharest. **Proceedings...** Bucharest: The

Romanian Academy Series A - Mathematics Physics Technical Sciences Information Science, 2018. v, 19, p. 111 -116.

ERRERA, M. R.; FRIGO, A. L. R.; CAMPOS, P., VARASSIN, I. G. **Theoretical model of seed dispersers visitation rate in restoration areas**. Journal of Ecology, 2017. Submitted.

ERRERA, M. R.; FRIGO, A. L. R.; CAMPOS, P., VARASSIN, I. G. **Um modelo matemático de estimativa de número de visitas de dispersores em plantas para fins de recuperação de áreas degradadas**. In: X Congresso de Ecologia do Brasil, 2011, São Lourenço. X Congresso de Ecologia do Brasil, 2011.

ERRERA, M. R.; FRIGO, A. L. R.; CAMPOS, P., VARASSIN, I. G.. A constructal model for visiting rate of seed dispersers in forest restoration areas. In: Constructal Law Conference, 8<sup>th</sup>, 2013, Nanjing. **Proceedings...** Nanjing: Constructal Law Conference, 2013. p.1-7.

FICAGNA, A. C. Reservas Particulares do Patrimônio Natural Sustentabilidade pelo Turismo. **Revista Itinerarium**, Rio de Janeiro, v. 2, p. 1-21, 2009.

FINK, R. D.; LINDELL, C. A.; MORRISON, E. B.; ZAHAWI, R. A.; HOLL, K. D. Patch size and tree species influence the number and duration of bird visits in forest restoration plots in southern Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 479-486, 2009.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological economics**, Elsevier, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2010**. Roma: FAO, 2010.

FOREST TRENDS AND THE ECOSYSTEM MARKETPLACE. **Payments for Ecosystem Services: Market Profiles**. [S.l.]: Forest Trends and the Ecosystem Marketplace, 2010.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 11-17, 2002.

FRIGO, A. L. **Um modelo constructal de interações entre dispersores e plantas para fins de recuperação de áreas degradadas**. 88f. Dissertação (Mestrado) — Setor de Ciência e Tecnologia, Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, 2013.

FRIGO, A.; ERRERA, M.; VARASSIN, I. Numerical solution for the visitation rate of seed dispersers in forest restoration areas. In: Constructal Law and Second Law Conference, 2015, Parma. **Proceedings...** Bologna: Timeo Editore, 2015. p. 357-370.

FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA. **Plano de Manejo da Reserva Natural Salto Morato**. Guaraqueçaba, 2011.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2014-2015**. São Paulo, 2016.

GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspot status: an overview. In: **The Atlantic Forest of South América: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003, p. 3–11.

GALINDO-GONZÁLEZ, J., GUEVARA, S., SOSA, V. J., Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, 2000.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CORTES, M.C.; FADINI, R.; VON MATTER, S.; LEITE, A.; LABECCA, F.; RIBEIRO, T.; CARVALHO, C.S.; COLLEVATTI, R.G.; PIRES, M.M.; GUIMARÃES, P.R.; BRANCALION, P.H.; RIBEIRO, M.C.; JORDANO, P. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size, **Science**, Washington, v. 340, n. 6136, p. 1086 - 1090, 2013.

GALETTI, M.; PIZO, M. A.; LAPS, R. Frugivory by toucans (Ramphastidae) in two altitudes in the Atlantic forest of Brazil, Paris, **Acta Oecologica**, v. 33, p. 723 -726, 2000.

GANN, G. D.; LAMB, D. **Ecological restoration: a mean of conserving biodiversity and sustaining livelihoods**. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2006.

GERTSEV, V. I.; GERTSEVA, V. V. Classification of mathematical models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 3-4, p. 329-334, 2004.

GILLMAN, M. **An introduction to mathematical models in ecology and evolution: time and space**. Chichester: John Wiley & Sons, 2009.

GODOY, J. A.; JORDANO, P. Seed dispersal by animals: exact identification of source trees with endocarp DNA microsatellites. **Molecular Ecology**, v. 10, n. 9, p. 2275-2283, 2001.

GONZALEZ-VARO, J., CARVALHO, C.S., ARROYO, J.M., JORDANO, P. Unravelling seed-dispersal through fragmented landscapes: frugivore species operate unevenly as mobile links. **Ecology**, v. 26, p. 4309–4321, 2017.

GOTELLI, N. J. **Ecologia**. 4a. ed. Londrina: Ed. Planta, 2009.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2016.

GUIMARÃES JR., P. R. A estrutura e dinâmica evolutiva de redes mutualísticas. **Ciência e Ambiente**, v. 39, p. 137-148, 2010.

GUIMARÃES JR., P. R.; GUIMARÃES, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling & Software**, Elsevier, v. 21, n. 10, p. 1512–1513, 2006.

GUIMARÃES JR., P. R.; MENEZES, M. A. de; BAIRD, R. W.; LUSSEAU, D.; GUIMARÃES, P.; REIS, S. F. dos. Vulnerability of a killer whale social network to disease outbreaks. **Physical Review E**, v. 76, n. 4, 2007.

GUIMERA, R.; AMARAL, L. A. N. Functional cartography of complex metabolic networks. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 433, n. 7028, p. 895–900, 2005.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.-X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on earth's ecosystems. **Science Advances**, American Association for the Advancement of Science, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HAGEN, M., KISSLING, W. D., RASMUSSEN, C., AGUIAR, M. A. M., DE BROWN, L. E., CARSTENSEN, D. W., ALVES-DOS-SANTOS, I.; DUPONT, Y. L.; EDWARDS, F. K.; GENINI, J.; GUIMARÃES JR., P. R.; JENKINS, G. B.; JORDANO, P.; KAISER-BUNBURY, C. N.; LEDGER, M. E.; MAIA, K. P.; MARQUITTI, F. M. D.; MCLAUGHLIN, Ó.; MORELLATO, L. P. C.; O'GORMAN, E. J.; TRØJELSGAARD, K.; TYLIANAKIS, J. M.; VIDAL, M. M.; WOODWARD, G.; OLESEN, J. M. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. **Advances in Ecological Research**, v. 46, p. 89–120, 2012.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) and Guidance on the Application of the Revised Structure**. V 5.1. Nottingham: [S.I.], 2017.

HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; KNAUER, F.; PILZ, S.; KÜCHENHOFF, H.; VÉGVÁRI, Z.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape ecology**, v. 25, n. 3, p. 407–417, 2010.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HARMS, K. E.; WRIGHT, S. J.; CALDERÓN, O.; HERNÁNDEZ, A.; HERRE, E. A. Pervasive density dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, v. 404, p. 493–495, 2000.

HEGLAND, S. J.; DUNNE, J.; NIELSEN, A.; MEMMOTT, J. How to monitor ecological communities cost-efficiently: the example of plant–pollinator networks. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 2092-2101, 2010.

HIROTA, M. M. Monitoring the brazilian atlantic forest cover. In: GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. **The Atlantic Forest of South América: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 60–65.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLLING, C. S. The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the European pine sawfly. **The Canadian Entomologist**, v. 91, n. 5, p. 293-320, 1959.

HOUGNER, C.; COLDING, J.; SÖDERQVIST, T. Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. **Ecological Economics**, v. 59, n. 3, p. 364-374, 2006.

HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecol. Conserv.**, v. 6, p. 152–178, 2016.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. When seed dispersal matters. **BioScience**, v. 54, n. 7, p. 651-660, 2004.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual review of ecology and systematics**, Annual Reviews, v. 13, n. 1, p. 201–228, 1982.

INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPE). **Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill**. Nazaré Paulista: IPE, 2015.

JENKINS, T. M.; NELSON, W. R.; RINDI, A. **Monte Carlo transport of electrons and photons**. Springer Science & Business Media, 2012.

JOHNSON, J. B.; OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 2, p. 101-108, 2004.

JORDÁN, F.; LIU, W.; DAVIS, A. J. Topological keystone species: measures of positional importance in food webs. **Oikos**, v. 112, n. 3, p. 535-546, 2006.

JORDANO, P.; FORGET, P. M.; LAMBERT, J. E.; BÖHNING-GAESE, K.; TRAVESET, A.; WRIGHT, S. J. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. **Biology Letters**, The Royal Society, v. 7, n. 3, p.321-323, 2011.

JORDANO, P. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. **The American Naturalist**, University of Chicago Press, v. 129, n. 5, p. 657–677, 1987.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 6, n. 1, p. 69–81, 2003.

JORDANO, P.; VÁZQUEZ, D.; BASCOMPTE, J. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. In: MEDEL, R.; AIZEN, M. A., ZAMORA, R. **Ecología y Evolución de interacciones planta-animal**. Santiago: Editorial Universitaria, 2009. p. 17-41.

JORGENSEN, S. E. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. **Ecological Modelling**, v. 75, p. 5-20, 1994.

JORGENSEN, S. E. Overview of the model types available for development of ecological models. **Ecological Modelling**, v. 215, n. 1-3, p. 3-9, 2008.

JORGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of ecological modelling**. Kidlington: Elsevier, 2001.

JORGENSEN, S. E.; FATH, B. D. Concepts of Modelling. In: JORGENSEN, S. E.; FATH, B. D. **Fundamentals of Ecological Modelling: Applications in Environmental Management and Research**. Amsterdam: Elsevier, 2011. p. 19–93.

KARUBIAN, J.; DURAES, R.; STOREY, J. L.; SMITH, T. B. Mating Behavior Drives Seed Dispersal by the Long-wattled Umbrellabird *Cephalopterus penduliger*. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 689-698, 2012.

KISSLING, W. D.; BÖHNING-GAESE, K.; JETZ, W. The global distribution of frugivory in birds. **Global Ecology and Biogeography**, Wiley Online Library, v. 18, n. 2, p. 150–162, 2009.

KISSLING, W. D.; RAHBK, C.; BÖHNING-GAESE, K. Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, The Royal Society, v. 274, n. 1611, p. 799–808, 2007.

KROESE, D. P.; BRERETON, T.; TAIMRE, T.; BOTEV, Z. I. Why the monte carlo method is so important today. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, Wiley Online Library, v. 6, n. 6, p. 386–392, 2014.

KROGER, M. Inter-sectoral determinants of forest policy: the power of deforesting actors in post-2012 Brazil. **Forest Policy and Economics**, Elsevier, v. 77, p 24-32, 2017.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LASKY, J. R.; KEITT, T. H. The effect of spatial structure of pasture tree cover on avian frugivores in eastern amazonia. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 44, n. 4, p. 489–497, 2012.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNside, P. M.; RIBEIRO, J. E.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LEITE, A. B.; BRANCALION, P.H.S.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Differential seed germination of a keystone palm (*Euterpe edulis*) dispersed by avian frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, p. 615-618, 2012.

LESLIE, P. H. On the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika**, v. 33, n. 3, p. 183-212, 1945.

LINDEMAN, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, Wiley Online Library, v. 23, n. 4, p. 399-417, 1942.

LOISELLE, B.A., RIBBENS, E., VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a tropical lowland wet forest. **Biotropica**, v. 28, n. 1, p. 82-95, 1996.

LORENTE, S.; BEJAN, A. Few large and many small: hierarchy in movement on earth. **International Journal of Design & Nature and Ecodynamics**, WIT Press, v. 5, n. 3, p. 254-267, 2010.

LOTKA, A. J. Elements of physical biology. **Science Progress in the Twentieth Century (1919-1933)**, v. 21, n. 82, p. 341-343, 1925.

LUCK, G. W.; DAILY, G. C. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. **Ecological Applications**, Wiley Online Library, v. 13, n. 1, p. 235-247, 2003.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 2002.

MACARTHUR, R. H. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. **Ecology**, v. 36, n. 3, p. 533-536, 1955.

MALTHUS, T. R. **An essay on the principle of population**. 1798.

MAMED, D. de O. **Pagamentos por Serviços Ambientais e Mercantilização da Natureza na Sociedade Moderna Capitalista**. 249 f. Tese (Doutorado em Direito econômico e socioambiental) – Escola de Direito, Pontifícia Universidade Católica, Curitiba, 2016.

MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES, P. R.; PIRES, M. M.; BITTENCOURT, L. F. MODULAR: software for the autonomous computation of modularity in large network sets. **Ecography**, v. 37, n. 3, p. 221-224, 2014.

MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 107, n. 1, p. 299-318, 1993.

MARTINI, A. M. Z., SANTOS, F. A. M., Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology**, v.190, n. 1, p. 81-95, 2007.

MAY, R. M. Will a large complex system be stable? **Nature**, v. 238, p. 413–414, 1972.

MCCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, Wiley Online Library, v. 7, n. 2, p. 279–288, 1993.

MCDONNELL, M. J. Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, JSTOR, v. 113, n. 1, p. 6–11, 1986.

MELLO, M. A. R.; MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARAES JR, P. R.; KALKO, E. K. V.; JORDANO, P.; DE AGUIAR, M. A. M. The missing part of seed dispersal networks: structure and robustness of bat-fruit interactions. **PLoS One**, Public Library of Science, v. 6, n. 2, p. e17395, 2011.

MELLO, M. A. R. Redes de dispersão de sementes: pequenos mundos mutualistas. In: NOGUEIRA, F. C. B.; REZENDE, C. F.; LOYOLA, R. D.; MARTINS, R. P. **A Teoria ecológica: perspectivas e avanços futuros nos últimos dez anos de pesquisa no Brasil**. Fortaleza: Artes Gráficas Quadricolor, p. 46–68, 2013.

MELLO, M. A. R.; MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES, P. R.; KALKO, E. K. V.; JORDANO, P.; DE AGUIAR, M. A. M. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat–and bird–fruit networks. **Oecologia**, v. 167, n. 1, p. 131, 2011.

MELO, M. E. **Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): entre a proteção e a mercantilização dos serviços ecossistêmicos no contexto da crise ambiental**. 492 f. Tese (Doutorado em Direito) – Centro de estudos jurídicos, Universidade Federal de Florianópolis, Florianópolis, 2016.

MEMMOTT, J.; WASER, N. M.; PRICE, M. V. Tolerance of pollination networks to species extinctions. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 271, n. 1557, p. 2605-2611, 2004.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009.

METZGER, J. P. **Decisão do STF sobre Código Florestal deve se basear em evidências científicas**. 2018. Disponível em: <<https://www1.folha.uol.com.br/opiniaio/2018/02/jean-paul-metzger-decisao-deve-seguir-evidencias-cientificas.shtml>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape

changes in a highly dynamic atlantic forest region. **Biological conservation**, Elsevier, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Whashington: Island Press, 2005.

MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, 2015.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; ROBLES GIL, P.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 2004.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. D.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14–21, 2005.

MONTOYA, D.; ROGERS, L.; MEMMOTT, J. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. **Trends in ecology & evolution**, Elsevier, v. 27, n. 12, p. 666–672, 2012.

MORRISON, E. B.; LINDELL, C. A.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Patch size effects on avian foraging behaviour: implications for tropical forest restoration design. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 130-138, 2010.

MUNK, N. **Inclusão dos serviços ecossistêmicos na avaliação ambiental estratégica**. 164f. Tese (Doutorado) — Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, n. 7, p. 278-285, 2000.

NEWMAN, M. E. J.; GIRVAN, M. Finding and evaluating community structure in networks. *Physical review E*, v. 69, n. 2, p. 026113, 2004.

ODUM, E. P.; GARY, W. B. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

ODUM, H. T. Self-organization, transformity, and information. **Science**, v. 242, n. 4882, p. 1132-1139, 1988.

OKUYAMA, T.; HOLLAND, J. N. Network structural properties mediate the stability of mutualistic communities. **Ecology Letters**, v. 11, n. 3, p. 208-216, 2008.

OLESEN, J. M.; BASCOMPTE, J.; DUPONT, Y. L.; JORDANO, P. The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 104, n. 50, p. 19891–19896, 2007.

OLESEN, J. M.; JORDANO, P. Geographic patterns in plant–pollinator mutualistic networks. **Ecology**, Wiley Online Library, v. 83, n. 9, p. 2416–2424, 2002.

OSUMI, K., SAKURAI, S. Seedling emergence of *Betula maximowicziana* following human disturbance and role of buried viable seeds. **Forest Ecology and Management**, v. 93, n. 3, p. 235-243, 1997.

OTTO, S. P.; DAY, T. **A biologist's guide to mathematical modeling in ecology and evolution**. New Jersey: Princeton University Press, 2007.

PAES, N. D. **Valoração econômica dos serviços de dispersão de sementes de *Euterpe edulis* prestados por *Ramphastos dicolorus* em área de Mata Atlântica, SP**. 40f. Trabalho de Pós-graduação (Economia e Meio Ambiente) - Departamento de Economia Rural e Extensão, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

PACKER, L. A. **Novo Código Florestal & Pagamentos por Serviços Ambientais – Regime Proprietário sobre os Bens Comuns**. Curitiba: Juruá, 2015.

PALMER, M. A.; FILOSO, S. Restoration of ecosystem services for environmental markets. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 325, n. 5940, p. 575–576, 2009.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I. C. G. **Conservação da Biodiversidade em Paisagens Antropizadas do Brasil**. Curitiba: UFPR, 2013.

PHALAN, B.; BERTZKY, M.; BUTCHART, S. H. M.; DONALD, P. F.; SCHARLEMANN, J. P. W.; STATTERSFIELD, A. J. Crop expansion and conservation priorities in tropical countries. **PloS one**, v. 8, n. 1, p. e51759, 2013.

PIERCE, W. D., CUSHMAN, R A., HOOD, C. E. The insect enemies of the cotton boll weevil. **U.S. Department of Agriculture Bureau of Entomology Bulletin**, v. 100, p. 99, 1912.

PIMM, S. L. **Food Webs**. Chicago: University Of Chicago Press, 2002.

PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. **Biologia da Conservação: essências**. RiMa, São Carlos, Brasil, p. 69–96, 2006.

PINTO, S. R.; MELO, F.; TABARELLI, M.; PADOVESI, A.; MESQUITA, C. A.; SCARAMUZZA, C. A. DE M.; CASTRO, P.; CARRASCOSA, H.; CALMON, M.;

RODRIGUES, R.; CÉSAR, R. G.; BRANCALION, P. H. S. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of atlantic forest restoration pact in brazil. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014.

PIZO, M. A. O movimento dos animais frugívoros e das sementes em paisagens fragmentadas, p. 143-157. In: DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. **Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2012.

PIZO, M. A.; GALETTI, M. Métodos e Perspectivas da Frugivoria e Dispersão de Sementes por aves. In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F. C.; ACCORD, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JR, J. F. **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 493-504, 2010.

PIZO, M. A.; SANTOS, B. T. P. dos. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 43, n. 3, p. 335–342, 2011.

POCOCK, M. J. O.; EVANS, D. M.; MEMMOTT, J. The robustness and restoration of a network of ecological networks. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 335, n. 6071, p. 973–977, 2012.

POLIDORO, G. F. B; LIMA, M. C. **Diagnóstico e Análise Ambiental do Meio Físico – Reserva Natural Salto Morato (2ª Etapa)**. 2002.

RAMOS, E. A. de P.; IVANCHECHEN, E. M.; PINHEIRO, E. da S.; MAXIMIANO, G. A.; MARQUES, L. C.; CASTELLA, P. R.; SABÓIA, R. F.; MASCARENHAS, T. B.; MARQUES, T. P. **Floresta com Araucária**. Curitiba: SEMA, 2009.

REIS, A.; CAMPANHÃ BECHARA, F.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509–519, 2014.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve sucessional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation**, p. 85–92, 2003.

RIBEIRO DA SILVA, F.; MONTOYA, D.; FURTADO, R.; MEMMOTT, J.; PIZO, M. A.; RODRIGUES, R. R. The restoration of tropical seed dispersal networks. **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 23, n. 6, p. 852–860, 2015.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The brazilian atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOSJAN, F. E.; HABEL, C. **Biodiversity hotspots**. Berlin: Springer, 2011. p. 405–434.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The brazilian atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest

distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Elsevier, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICHARDSON, B. A.; BRUNSFELD, S. J.; KLOPFENSTEIN, N. B. DNA from bird-dispersed seed and wind-disseminated pollen provides insights into postglacial colonization and population genetic structure of whitebark pine (*Pinus albicaulis*). **Molecular Ecology**, v. 11, n. 2, p. 215-227, 2002.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As Unidades Fitogeográficas do Paraná. **Revista Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 13, n. 24, p. 75-92, 2002.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the brazilian atlantic forest. **Biological conservation**, Elsevier, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROGERS, D. W. O. Fifty years of Monte Carlo simulations for medical physics. **Physics in medicine and biology**, v. 51, n. 13, p. R287, 2006.

ROTHER, D. C. **Dispersão de sementes e processos de limitação demográfica de plantas em ambientes com e sem bambus na floresta pluvial atlântica**. 138 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.

SAAVEDRA, F.; HENSEN, I.; BECK, S. G.; BÖHNING-GAESE, K.; LIPPOK, D.; TÖPFER, T.; SCHLEUNING, M. Functional importance of avian seed dispersers changes in response to human-induced forest edges in tropical seed-dispersal networks. **Oecologia**, v. 176, n. 3, p. 837-848, 2014.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the brazilian atlantic rainforest. **Annals of Botany**, Annals Botany Co, v. 90, n. 4, p. 517–524, 2002.

SCHERER, A.; MARASCHIN-SILVA, F.; BAPTISTA, L. R. de M. Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 203-212, 2007.

SCHLEUNING, M.; BLÜTHGEN, N.; FLÖRCHINGER, M.; BRAUN, J.; SCHAEFER, H. M.; BÖHNING-GAESE, K. Specialization and interaction strength in a tropical plant–frugivore network differ among forest strata. **Ecology**, v. 92, n. 1, p. 26-36, 2011.

SCHRÖTER, M.; ZANDEN, E. H.; OUDENHOVEN, A. P.; REMME, R. P.; SERNA-CHAVEZ, H. M.; GROOT, R. S.; OPDAM, P. Ecosystem services as a contested

concept: a synthesis of critique and counter-arguments. **Conservation Letters**, Wiley Online Library, v. 7, n. 6, p. 514–523, 2014.

SCHUPP, E. W.; JORDANO, P.; GÓMEZ, J. M. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. **New Phytologist**, v. 188, n. 2, p. 333-353, 2010.

SEKERCIOGLU, C. H. Impacts of birdwatching on human and avian communities. **Environmental conservation**, v. 29, n. 3, p. 282-289, 2002.

SHANAHAN, M.; HARRISON, R. D.; YAMUNA, R.; BOEN, W.; THORNTON, I. W. B. Colonization of an island volcano, Long Island, Papua New Guinea, and an emergent island, Motmot, in its caldera lake. V. Colonization by figs (*Ficus* spp.), their dispersers and pollinators. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 11-12, p. 1365-1377, 2001.

SKELLAM, J. G. Random dispersal in theoretical populations. **Biometrika**, v. 38, n. 1/2, p. 196-218, 1951.

SILVA, F. R. da. **Mutualistic Networks in evaluation of Restoration in the Atlantic Forest**. 126f. Tese (Doutorado) — Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, 2015.

SILVA, R. A.; LAPOLAB, D. M.; PATRICIO, G. B.; TEIXEIRA, M. C.; PINHO, P.; PRIESS, J. A. Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America?. **Ecosystem Services**, v. 22, part A, p. 128-138, 2016.

SLOOTWEG, R.; VANCLAY, F.; VANSCHOOTEN, M. Function evaluation as a framework for the integration of social and environmental impact assessment. **Impact Assessment and Project Appraisal**, Taylor & Francis, v. 19, n. 1, p. 19–28, 2001.

SNOW, D. W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, JSTOR, p. 1–14, 1981.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking brazil's forest code. *Science*, **American Association for the Advancement of Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

STANTON, M.; TEJEIRO, G. **Sistemas Estaduais de Pagamento por Serviços Ambientais: Diagnóstico, lições aprendidas e desafios para a futura legislação**. Law for a Green Planet Institute: São Paulo, 2014

STRAUBE, F. C.; DECONTO, L. R., VALLEJOS, M. A. V. **Guia do observador de aves - Reserva Salto Morato**. 1. ed. Curitiba: UFPR, 2013.

SUMMERHAYES, V. S., ELTON, C. S. Contributions to the ecology of Spitsbergen and Bear Island. **Journal of Ecology**, v. 11, n. 2, p. 214-286, 1923.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the atlantic forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Elsevier, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Springer, v. 13, n. 7, p. 1419–1425, 2004.

TELINO-JÚNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO-JÚNIOR, S. D.; LYRA-NEVES, R. M.; LARRAZÁBAL, M. E. L. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 962–973, 2005.

TEWKSBURY, J. J.; NABHAN, G. P.; NORMAN, D.; SUZÁN, H.; TUXILL, J.; DONOVAN, J. In situ conservation of wild chiles and their biotic associates. **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, p. 98-107, 1999.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB). **TEEB para o setor de negócios – Sumário Executivo**. [S.l.]: TEEB, 2010.

THÉBAULT, E.; FONTAINE, C. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 329, n. 5993, p. 853–856, 2010.

THÉRY, M.; STEVENS, A. D.; HOPPE, J. R.; CHARLES-DOMINIQUE, P.; SCHUCHMANN, K. L. Angiosperm pollination and seed dispersal, a review. **Ecotropica**, v.4, p.321- 332. 1998.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 292, n. 5515, p. 281–284, 2001.

TILMAN, D., DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, p. 363–365, 1994.

TIVY, J. **Biogeography: a study of plants in the ecosphere**. Harlow: Longman Scientific & Technical, 1993.

TRES, D. R.; REIS, A. Nucleação como proposta sistêmica para a restauração da conectividade da paisagem. In: TRES, D. R.; REIS, A. **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2009. p. 89–98.

TYLIANAKIS, J. M.; LALIBERTÉ, E.; NIELSEN, A.; BASCOMPTE, J. Conservation of species interaction networks. **Biological conservation**, Elsevier, v. 143, n. 10, p. 2270–2279, 2010.

ULANOWICZ, R. E. Ecology, the Ascendent Perspective. **Complexity in Ecological Systems Series**. Columbia University Press: New York, 1997.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal**. Berlin: Springer-Verlag, 1982.

VAN HOUTAN, K. S.; PIMM, S. L.; HALLEY, J. M.; BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. **Ecology letters**, v. 10, n. 3, p. 219-229, 2007.

VÁZQUEZ, D. P.; BLÜTHGEN, N.; CAGNOLO, L.; CHACOFF, N. P. Uniting pattern and process in plant-animal mutualistic networks: a review. **Annals of Botany**, v. 103, n. 9, p.1445-1457, 2009.

VÁZQUEZ, D. P.; MORRIS, W. F.; JORDANO, P. Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. **Ecology Letters**, v. 8, n. 10, p. 1088-1094, 2005.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of Ecology Systematics**, v. 24, p. 69– 87, 1993.

VERHULST, P. F. Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. Corresp. **Math. Phys.** v. 10, p. 113–121, 1838.

VIDAL, M. M.; HASUI, E.; PIZO, M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SILVA, W. R.; GUIMARAES, P. R. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, Wiley Online Library, v. 95, n. 12, p. 3440–3447, 2014.

VIVEIRO CHAUÁ. **Preço de mudas de espécies nativas**. Curitiba, 2018. Informação verbal.

VOLTERRA, V. **Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically**. 1926.

WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 8, p. 379-385, 2002.

WATTS, D. **Six degrees: the science of a connected age**. New York: W. W. Norton & Company, 2003.

WATTS, D. J., STROGATZ, S. H. Collective dynamics of ‘small-world’ networks. **Nature**, v. 393, n. 6684, p. 409–10, 1998.

WENNY, D. G.; DEVAULT, T. L.; JOHNSON, M. D.; KELLY, D.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOMBACK, D. F.; WHELAN, C. J. The need to quantify ecosystem services provided by birds. **The Auk**, v. 128, n. 1, p. 1-14, 2011.

WHELAN, C. J.; WENNY, D. G.; MARQUIS, R. J. Ecosystem services provided by birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, n. 1, p. 25-60, 2008.

WUNDERLE, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 99, n. 1, p. 223–235, 1997.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, JSTOR, p. 417–428, 1974.

YORIYAZ, H. Método de Monte Carlo: princípios e aplicações em Física Médica. **Revista Brasileira de Física Médica**, v. 3, n. 1, p. 141-149, 2009.

YUE, T. X.; JORGENSEN, S. E.; LAROCQUE, G. R. Progress in global ecological modelling. **Ecological Modelling**, Elsevier, v. 222, n. 14, p. 2172–2177, 2011.

ZAIDI, H.; SGOUROS, G. **Therapeutic applications of Monte Carlo calculations in nuclear medicine**. CRC Press, 2002.

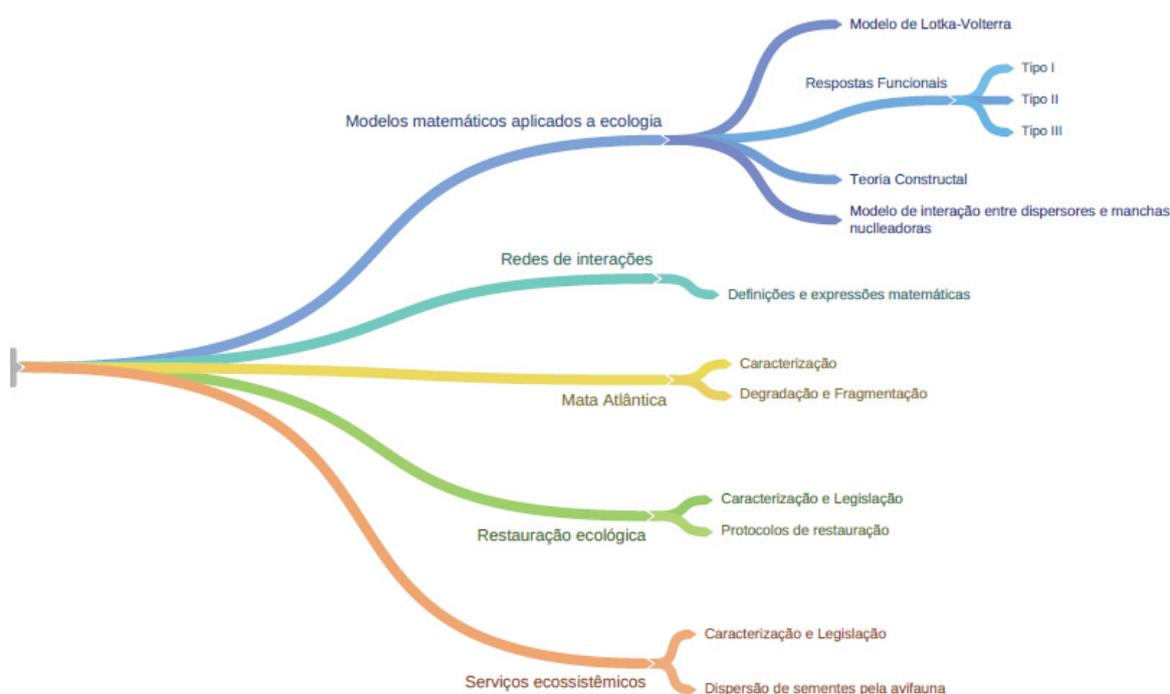
ZWIENER, V. P.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M.; FALEIRO, F. V.; LOYOLA, R.; PETERSON, A. T. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the brazilian atlantic forest. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, 2017.

## APÊNDICES

### MAPA MENTAL

Para nortear de modo estruturado o presente projeto de pesquisa, elaborou-se um mapa mental com o intuito de sintetizar, de forma diagramática, as definições e conceitos mais importantes relacionados à temática da pesquisa. Este recurso permitiu ilustrar as ideias e relacioná-las para planejar e alcançar os objetivos propostos. Dessa forma, o desenvolvimento do presente trabalho foi realizado de acordo com o seguinte mapa mental (FIGURA 7):

FIGURA 7 – MAPA MENTAL DO PROJETO DE DISSERTAÇÃO EM QUESTÃO



FONTE: O autor (2018).

### EQUIPAMENTOS DE COLETA DE DADOS *INSITU*

Para realização dos levantamentos quali-quantitativos em campo, foram utilizados os seguintes materiais:

- Câmera Nikon CoolPix P530
- Binóculo Tasco 8x40mm
- Gravador de voz

- Cronômetro
- Contador
- Prancheta
- Tabelas de registro de dados

## SCRIPT MODELO VDS

```
program valor
```

```
!-----
```

```
!Autor - Lukas Rodrigues Souza
```

```
!Data - 04/05/2018
```

```
!Dissertação de Mestrado PPGEA-UFPR
```

```
!Professor Orientador - Marcelo Risso Errera
```

```
!-----
```

```
!Descrição das variáveis
```

```
!
```

```
!-----
```

```
implicit none
```

```
!
```

```
real::vds1=0.0, vds2=0.0, vm=0.0, mv=0.0, ts=0.0, af=0.0, dv=0.0, tf=0.0, tc=0.0,td=0.0,tg= 0.0, tsob= 0.0, fr=0.0, d=0.0
```

```
write(*,*) "Digite a taxa de remocao de frutos (Tf)"
```

```
read(*,*) fr
```

```
write(*,*) "Digite o tempo de observacao em dias (d)"
```

```
read(*,*) d
```

```
write(*,*) "Digite a probabilidade de dispersão efetiva(td)"
```

```
read(*,*) td
```

```
write(*,*) "Digite a probabilidade de germinação (tg)"
```

```
read(*,*) tg
```

```
write(*,*) "Digite a probabilidade de sobrevivencia (tsob)"  
read(*,*) tsob
```

```
write(*,*) "Digite o valor de cada muda da especie vegetal (vm)"  
read(*,*) vm
```

```
write(*,*) "Digite a area da matriz florestal em hectare (af)"  
read(*,*) af
```

```
write(*,*) "Digite a densidade da especie vegetal (dv)"  
read(*,*) dv
```

```
mv=af*dv
```

```
tf=fr/d
```

```
tc=td*tg*tsob
```

```
ts=tf/tc
```

```
vds1=mv*ts
```

```
vds2=vm*mv*ts
```

```
write(*,*) "O valor do serv. ecossistemico realizado pela avifauna em M. cinerascens  
eh:", vds1
```

```
write(*,*) "O valor do serv. ecossistemico realizado pela avifauna em M. cinerascens  
eh:", vds2
```

```
end program valor
```

## ANEXOS

## SCRIPT MODELO DE INTERAÇÕES

```

-----
%
%
%                               PROGRAMA
%   MODELO DE INTERACOES ENTRE DISPERSORES E MANCHAS NUCLEADORAS
%
-----
%
%                               REDE DE INTERACOES INSITU
%
-----
%
%                               SOLUCAO
%   Numerica baseada no Metodo de Monte Carlo
%
-----
%
%                               CRIADO ORIGINALMENTE EM:
%                               04/05/2015
%
-----
%
%                               MODIFICADO EM:
%   -14/05/2015 por Marcelo R. Errera;
%   -05/2016 por Marina E. W. Frigo;
%   -2017/2018 Lukas Rodrigues Souza;
%   -05/04/2018 por Marcelo R. Errera.
%
-----
%
%                               COMENTARIOS EM:
%   -30/08/2017 por Marcelo R. Errera.
%
-----
%
%                               AUTORES:
%   Dr. Marcelo Risso Errera,
%   Dr. Anderson Frigo
%   Dra. Marina E. W. Frigo
%
-----
%
%                               VERSAO:
%   -com tempos de busca;
%   -nao normalizada;
%   -modelo das barrinhas c/ Lukas Rodrigues Souza 2017/2018.
%
-----
%
%                               LOCAL:
%   UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANA
%   PROGRAMA DE POS-GRADUACAO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
%
-----
clear;
%
-----
%
%                               ENTRADA DE DADOS
factor = (1:1:60);

for f=1:size(factor,2);

%
-----
%
%                               TEMPO TOTAL DE ATIVIDADE (Tati):
%
-----
%
Tati = 6.; %[horas]

Tati_s = Tati*60*60; %[segundos]

```

```

%-----
%-----
%
%                               MANCHAS NUCLEADORAS
%-----
%Numero de manchas nucleadoras na area degradada:

Nj = 5; %[observado/arbitrado]

%-----
% Abundancia das manchas nucleadoras:

Aj = [1; 1; 1; 1; 1]*1; %[entrada manual das observacoes/sorteada]

%-----
%-----
%                               DISPERSORES
%-----
%Numero de especies dispersoras:

Nd = 4; %[observado/arbitrado]

%-----
%Abundancia de cada especie dispersora:
%%
Ad = [ 3; 3; 3; 3]*1; %[entrada manual/sorteada]
%%
%-----
%-----
%Tempo de permanencia medio do dispersor (i) na mancha nucleadora (j) -
hij
%Obvervado em campo
%Avg p/ lembrar que vem da media das observacoes de cada visita:

% hij_avg = [ 0.75 0.2 0.5 0.1 1.0;
%            0.4 0.4 0.6 0.5 0.5;
%            0.75 2.0 0.5 3.0 5.0]; %[horas]

hij_avg = [2.00  2.00  2.00  2.00  2.00;
           1.25  1.25  1.25  1.25  1.25;
           0.75  0.75  0.75  0.75  0.75;
           0.25  0.25  0.25  0.25  0.25]; %[horas]

% hij normalizado

hijtil = hij_avg / max (max(hij_avg));

%-----
%Numero medio de visitas de dispersor (i) em manchas nucleadoras (j) - Vij
%Observado em campo:

Vij_avg = [ 1  1  1  1  1;
           3  3  3  3  3;
           6  6  6  6  6;
           21 21 21 21 21]; %[observados em campo/entrada de dados]

%-----
%Tempo total gasto em visitas pelo dispersor (i) na mancha nucleadora (j) -
hij_tot:

```

```

hij_tot = Vij_avg .* hij_avg;

%-----
%Teste para conferir se (hij_tot < Tati):

check_h_tot = 1;

for i = 1:Nd;
    j = 1;
    while ( (check_h_tot == 1) && ( j <= Nj) );
        if ( hij_tot (i,j) >= Tati );
            check_h_tot = 0;
            j = Nj;
            display ('Thij_tot > Tati verifique os dados');
        end; %[if]
        j = j + 1;
    end; %[while j]
end; %[i]

%-----
%Tempo de busca total para o dispersor (i) encontrar a mancha nucleadora
(j)
%Avg para lembrar que vem da media das observacoes:

Tsj_tot = zeros (Nd,Nj);

for i = 1:Nd,
    for j = 1:Nj,
        Tsj_tot (i, j) = Tati - hij_tot (i,j);
    end; %[j]
end;% [i]

%-----
%Tempo de busca medio do disperor (i) encontrar a mancha nucleadora (j) -
Tsj_vis:

Tsj_avg = Tsj_tot ./ Vij_avg;

%-----
%Calcular a eficiencia de busca (Cij) pela formula do Modelo de interacoes:

Cij = (Vij_avg ./ Tsj_tot);

for j = 1:Nj,
    for i = 1:Nd,
        Cij (i, j) = Cij (i, j) / Aj (j);
    end;%[i]
end; %[j]

% Cij normalizado
Cijtil = Cij / max(max(Cij));
%-----
%% Numero de realizacoes do Monte Carlo:

N_realiz = 1000; %100; 1000

```

```

% -----
-
%% Fator de multiplicacao no numero de manchas (J) e o intervalo de variacao
(j)
%Ler (1: j: J):

% factor2=(1:1:100);

%-----
%Desvio padrao para o tempo de atividade:

tolerancia_tempo = 0.01; % [epsilon o texto]

%-----
%A matriz de eficiencia maxima de busca:

Cmax = max (max(Cij(:))); % [Armazena o valor maximo de Cij em Cmax]

%-----
%A matriz do tempo de atividade:

hmax = Tati; % [Determina o valor maximo de hij]

%-----
%Adequa o numero de visitas em funcao do tempo minimo de manuseio.
%Classificacao baseada no dispersor de visita mais breve:

N_visit_max = Tati/(min(hij_avg(:))) + 1; % [ok]

%-----
%Esforco de restauracao (Fator de normalizacao):

R = round(max(hij_avg(:))*max(Cij(:))*sum(Aj)); % [PROVISORIO]
% ou VIDE PAPER EQ. (11)
%R = round(Tati*max(Cij(:))*sum(Aj)); % [PROVISORIO]

%-----
%-----
%Cria os arrays (Por seguranca, no matlab nao e necessario):

% final_data = zeros(size(factor2,2),Nj);
%
% final_data2 = zeros(size(factor2,2),Nd);
%
% resultado_agrupamentos = zeros(size(factor2,2),Nj+1);
%
% resultado_dispersores = zeros(size(factor2,2),Nd+1);

% rd = zeros (1,Nd+1);
%
% ra = zeros (1,Nj+1);
%
%-----
%-----
%Loop 1 - Fator de multiplicacao no numero de manchas nucleadoras:

q = 1;

```

```

%for q=1:size(factor2,2);

%-----
%Cria os arrays que armazenarao os resultados:

    % Agrp = Agrp1*factor2(q); %[Manchas nucleadoras]

    soma_visits = zeros(Nj,1); %[Visitas recebidas - Manchas nucleadoras]
    %   avg_visits = zeros(Nj,1); %[Visitas recebidas - Manchas nucleadoras]
    %
    soma_dispers = zeros(Nd,1); %[Visitas realizadas - Dispersores]
    %   avg_dispers = zeros(Nd,1); %[Visitas realizadas - Dispersores]

%-----
%Loop 2 - Numero de simulacoes/realizacoes do Monte Carlo para cada R:

for p = 1:N_realiz;

    vcheck = 0; %[Confere o numero de visitas realizadas/recebidas]

    tacti_max = Tati + tolerancia_tempo; %[Tempo de atividade
maxima]

    ADi = sum(Ad); %[Determina a populacao total de dispersores]

    i_visits = zeros (ADi, 1);% [Cria array nulo de visitas
realizadas para cada dispersor]

    tacti_realz = zeros (ADi, N_visit_max); %[Armazena o tempo de
visita de cada dispersor em cada visita]

    AAj = sum(Aj); %[Determina a abundancia total das manchas
nucleadoras e armazena em AAj]

    j_visits = zeros (AAj, 1); %[Cria array nulo de visitas
recebidas para cada mancha nucleadora]
%-----
%Gera uma matriz aleatoria (0:1:Nj) onde as linhas sao os dispersores (Nd)
%e as colunas o numero maximo de visitas possiveis (N_visit_max):

    serie_alea = randi (AAj, ADi, N_visit_max);

%-----
% Classifica cada dispersor em sua respeciva especie:
% Obs: Implementado para 09 especies.

    a = Ad(1);
    b = a + Ad(2);
    c = b + Ad(3);
    d = c + Ad(4);
    %   d=c+Ad(4);
    %   e=d+Ad(5);
    %   f=e+Ad(6);
    %   g=f+Ad(7);
    %   h=g+Ad(8);
    %   i=h+Ad(9);

```

```

%-----
% Classifica cada mancha em sua respectiva mancha nucleadora:
% Obs: Implementado para 10 especies.

        a1 = Aj(1);
        a2 = a1+Aj(2);
        a3 = a2+Aj(3);
        a4 = a3+Aj(4);
        a5 = a4+Aj(5);
%       a6=a5+Aj(6);
%       a7=a6+Aj(7);
%       a8=a7+Aj(8);
%       a9=a8+Aj(9);
%       a10=a9+Aj(10);

%-----
%Remendo (Atribui valor alto qualquer):

        jj = 1; ii = 1; %[PARA QUE SERVE ISTO,PODE REMOVER ???]

%-----
%Loop 3 - Varre a matriz serie_alea por coluna (N_visit_max):

        for v = 1:N_visit_max,

%-----
%Loop 4 - Varre a matriz serie_alea por linha (ADi):

        for i = 1:ADi,

%-----
%Identifica a especie de cada dispersor:

        switch (i)

            case num2cell(1:a), ii = 1; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 1
            case num2cell(a+1:b), ii = 2; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 2
            case num2cell(b+1:c), ii = 3; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 3
            case num2cell(c+1:d), ii = 4; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 4
            case num2cell(d+1:e), ii = 5; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 5
            case num2cell(e+1:f), ii = 6; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 6
            case num2cell(f+1:g), ii = 7; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 7
            case num2cell(g+1:h), ii = 8; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 8
            case num2cell(h+1:i), ii = 9; %Caso seja o
dispersor da esp?cie 9

        end; %[i]

%-----
%Varre a matriz serie_alea para verificar quais manchas (jj) o dispersor
(ii)

```

```

%visitou em seu Tempo de atividade maximo (N_visit_max) e assim classificar
% as visitas por tipo de mancha nucleadora e por mancha jj:

        j = serie_alea (i,v);

        switch (j)

                case num2cell (1:a1), jj = 1;    %Caso seja a Mancha
nucleadora 1
                case num2cell (a1+1:a2), jj = 2; %Caso seja a
Mancha nucleadora 2
                case num2cell (a2+1:a3), jj = 3; %Caso seja a
Mancha nucleadora 3
                case num2cell (a3+1:a4), jj = 4; %Caso seja a
Mancha nucleadora 4
                case num2cell (a4+1:a5), jj = 5; %Caso seja a
Mancha nucleadora 5
                case num2cell (a5+1:a6), jj = 6; %Caso seja a
Mancha nucleadora 6
                case num2cell (a6+1:a7), jj = 7; %Caso seja a
Mancha nucleadora 7
                case num2cell (a7+1:a8), jj = 8; %Caso seja a
Mancha nucleadora 8
                case num2cell (a8+1:a9), jj = 9; %Caso seja a
Mancha nucleadora 9
                case num2cell (a9+1:a10), jj = 10; %Caso seja a
Mancha nucleadora 10

        end; %[j]

%-----
%Calcula o tempo total de atividade da especie dispersora:

%PAUSA DA COMPREENSAO DO CODIGO AQUI - 20/02/2018

        if (v == 1)
                tacti_realz (i,v) = Tsjj_avg (ii, jj) + hij_avg
(ii,jj);
        else
                tacti_realz (i,v) = tacti_realz (i,v-1) + Tsjj_avg
(ii, jj) + hij_avg (ii,jj);
        end; %[if]
        end; %[i]
        end; %[v]

%-----
% Determina o numero de visitas (Vij) que cada dispersor faz ate completar
o
% seu tempo maximo de atividade:

        for i = 1:ADi,
                v = 0;
                while ( (tacti_realz (i,v+1) <= tacti_max) )
                        v = v + 1;
                end; %[v]
                i_visits ( i ) = v; %[Numero de visitas por cada dispersor]
        end; %[i]

%-----
%Cria o array nulo (vv) para armazenar as visitas realizadas por cada
dispersor:

```

```

vv = zeros (ADi, N_visit_max);

%-----
%Armazena em (vv) as visitas realizadas pelo dispersor (i) em plantas
associadas
%as manchas nucleadoras (j):

    for i = 1:ADi,
        vv (i, 1:i_visits (i) ) = serie_alea (i,
1:i_visits(i));
    end; %[i]

%-----
% Transposta de AAj armazenado em (unv) para contagem de visitas em j:
%Array unv = unique (vv');

    unv = (1:AAj)';

%-----
% Calcula a quantidade de visitas recebidas em cada mancha nucleadora:

    for i = 1:ADi,
        j_visits = j_visits + histc(vv(i,:)','unv);
    end; %[i]

%-----
%Identifica o tipo de mancha nucleadora:

    a1=Aj (1);
    a2=a1+Aj (2);
    a3=a2+Aj (3);
    a4=a3+Aj (4);
    a5=a4+Aj (5);
%    a6=a5+Aj (6);
%    a7=a6+Aj (7);
%    a8=a7+Aj (8);
%    a9=a8+Aj (9);
%    a10=a9+Aj (10);

%-----
%Armazena as visitas recebidas por cada tipo de mancha nucleadora:

    v1=sum(j_visits (1:a1));
    v2=sum(j_visits (a1+1:a2));
    v3=sum(j_visits (a2+1:a3));
    v4=sum(j_visits (a3+1:a4));
    v5=sum(j_visits (a4+1:a5));
%    v6=sum(j_visits (a5+1:a6));
%    v7=sum(j_visits (a6+1:a7));
%    v8=sum(j_visits (a7+1:a8));
%    v9=sum(j_visits (a8+1:a9));
%    v10=sum(j_visits (a9+1:a10));

%-----
%Identifica a especie dispersora:

    a=Ad (1);
    b=a+Ad (2);

```

```

        c=b+Ad(3);
        d=c+Ad(4);
%       e=d+Ad(5);
%       f=e+Ad(6);
%       g=f+Ad(7);
%       h=g+Ad(8);
%       i=h+Ad(9);
%-----
%Armazena as visitas realizadas por cada especie dispersora:

        i1=sum(i_visits(1:a));
        i2=sum(i_visits(a+1:b));
        i3=sum(i_visits(b+1:c));
        i4=sum(i_visits(c+1:d));
%       i5=sum(i_visits(d+1:e));
%       i6=sum(i_visits(e+1:f));
%       i7=sum(i_visits(f+1:g));
%       i8=sum(i_visits(g+1:h));
%       i9=sum(i_visits(h+1:i));
%-----
% Verifica se a contagem do numero de visitas esta correta:

        if ( sum(i_visits) == sum (j_visits)),
            vcheck = 1;
        end;%[if]
        if (vcheck==0)
            vcheck=0;
        end;%[if]

%%INVESTIGAR 20/03/18-----
-----
        soma_visits = soma_visits + [ v1; v2; v3; v4; v5]; %% MUDAR CONFORME O
        NUMERO Nd
        soma_dispers = soma_dispers + [ i1; i2; i3; i4]; %% MUDAR CONFORME O
        NUMERO Nd
        end; % p - realizacoes de acordo com (N_realiz)

%-----
%-----
%                               ESTATISTICA
%-----
%   PAUSA DA COMPREENSAO DO CODIGO AQUI - 07/03/2018

soma_dispers = soma_dispers ./ Ad ; % rateado por abundancia de dispersores
soma_visits = soma_visits ./ Aj ;
%
avg_visits = soma_visits/N_realiz;
avg_dispers = soma_dispers/N_realiz;

sj =std(j_visits) % da ultima simulacao
medj = mean(j_visits) % da ultima simulacao
dv = sj/medj

%-----
%-----
end % factor
%end; %[q] - loop do factor2 (fator de multiplicacao)

```

```

% -----
% -----
%                                     GRAFICOS
% -----
% -----
%
%Figura 1 - Numero de visitas X tempo de atividade acumulado

% figure (1);
% plot (tacti_realz', 'ks-');
% %axis ( [ 0. N_visit_max+1 0 max(max(tacti_realz)) ] );
% axis ( [ 0. 15 0 10 ] );
% xlabel('Visitas realizadas','FontSize',16,'FontName','Arial');
% ylabel('Tact_i acumulado [h]','FontSize',16,'FontName','Arial');
% grid on;
% hold on;
% plot ( [ 0 20 ], [6.1 6.1], 'r-');
% hold off;
%
% -----
--
% %Figura 2 - Numero de visitas realizadas por cada dispersor
% %           da ultima simulacao
% figure (2);
% bar (i_visits');
% xlabel('Espécies dispersoras','FontSize',16,'FontName','Arial');
% ylabel('Número de visitas','FontSize',16,'FontName','Arial');
%
% -----
--
% %Figura 3 - Numero de visitas recebidas por cada mancha nucleadora
% %           da ultima simulacao
%
% figure (3);
% bar (j_visits');
% xlabel('Manchas nucleadoras','FontSize',16,'FontName','Arial');
% ylabel('Número de visitas','FontSize',16,'FontName','Arial');
%
% -----
--
% -----
%
%Figura 4 - Media do numero de visitas realizadas por cada especie
%
% figure(4);
% bar (avg_dispers');
% %axis ( [ 0. 20 0 10 ] );
% ylabel('Média de visitas','FontSize',16,'FontName','Arial');
% xlabel('Espécies dispersoras','FontSize',16,'FontName','Arial');
%
% -----
--
%
% %Figura 5 - Media do numero de visitas recebidas por cada mancha
nucleadora
%
%

```

```
% figure(5);  
% bar (avg_visits');  
% ylabel('Média de visitas','FontSize',16,'FontName','Arial');  
% xlabel('Manchas nucleadoras','FontSize',16,'FontName','Arial');  
% grid on;  
% hold on;  
% plot ( [ 0 6 ], [medj medj], 'r-');  
% hold off;
```

```
%-----  
%Figura 6 - Grafico de barras
```

```
%figure(6);  
%patch();
```

```
%-----  
%-----
```