



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO  
**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS**

sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/10.22.19.05-TDI

**INFLUÊNCIA DA PERMEABILIDADE DA MATRIZ E  
DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM NA  
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE  
MAMÍFEROS TERRESTRES**

Juliana Silveira dos Santos

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Milton Cezar Ribeiro, e Bernardo Friedrich Theodor Rudorff, aprovada em 29 de agosto de 2014.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP5W34M/3H9N49E>

INPE  
São José dos Campos  
2014

**PUBLICADO POR:**

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

**CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):****Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

**Membros:**

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Amauri Silva Montes - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espaciais (ETE)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Joaquim José Barroso de Castro - Centro de Tecnologias Espaciais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr<sup>a</sup> Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

**BIBLIOTECA DIGITAL:**

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

**REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:**

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

**EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:**

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO  
**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS**

sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/10.22.19.05-TDI

**INFLUÊNCIA DA PERMEABILIDADE DA MATRIZ E  
DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM NA  
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE  
MAMÍFEROS TERRESTRES**

Juliana Silveira dos Santos

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Milton Cezar Ribeiro, e Bernardo Friedrich Theodor Rudorff, aprovada em 29 de agosto de 2014.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP5W34M/3H9N49E>

INPE  
São José dos Campos  
2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

---

Santos, Juliana Silveira dos.

Sa59i      Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na conservação da biodiversidade de mamíferos terrestres / Juliana Silveira dos Santos. – São José dos Campos : INPE, 2014.

xxvi + 82 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/10.22.19.05-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2014.

Orientadores : Drs. Milton Cezar Ribeiro, e Bernardo Friedrich Theodor Rudorff.

1. Conectividade da paisagem. 2. Permeabilidade da matriz. 3. Ecologia da paisagem. 4. Topografia do terreno. 5. Uso da terra. I.Título.

CDU 528.8:504.03

---

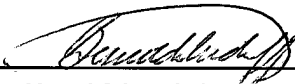


Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aprovado (a) pela Banca Examinadora  
em cumprimento ao requisito exigido para  
obtenção do Título de **Doutor(a)** em  
**Sensoriamento Remoto**

Dr. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff

  
Presidente | Orientador(a) | INPE | SJCampos - SP

Dr. Milton Cezar Ribeiro

  
Orientador(a) | UNESP | Rio Claro - SP

Dra. Silvana Amaral Kampel

  
Membro da Banca | INPE | SJCampos - SP

Dra. Maria Isabel Sobral Escada

  
Membro da Banca | INPE | SJCampos - SP

Dra. Carla Gheler Costa

  
Convidado(a) | USC - Baurú | Bauru - SP

Dr. Danilo Boscolo

  
Convidado(a) | USP | Ribeirão P | Ribeirão Preto - SP

**Este trabalho foi aprovado por:**

maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Juliana Silveira dos Santos**

**São José dos Campos, 29 de Agosto de 2014**



*“É preciso que eu suporte duas ou três lagartas se quiser conhecer as borboletas”.*

*Pequeno Príncipe*





*A minha mãe Gladys e as minhas irmãs Glaucia e Silvana pelo apoio até mesmo nas decisões mais malucas. A meus sobrinhos Bernardo e Manoela pela alegria e pelos abraços apertados.*



## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, por ter conseguido alcançar os meus objetivos e pelas horas de inspiração;

A minha mãe Gladys, minhas irmãs Glaucia e Silvana, Aristeu Brenner, Régis Fernandes e a meus sobrinhos Bernardo e Manuela que são o meu porto seguro, e têm dedicado o seu amor e apoio incondicionalmente... Obrigada pela presença, paciência e dedicação oferecidos sempre ... Eu amo muito vocês ♡ !

Ao John Ribeiro, primeiro que sem você eu não teria realizado este trabalho, e sem dúvida, os meus dias não teriam sido os mesmos, sem você a meu lado. Muito obrigada ☆ por tudo!

Ao meu orientador professor Milton Cezar Ribeiro, pela orientação, confiança e pelo aprendizado durante estes anos, a quem considero um exemplo pessoal, profissional e de dedicação à Ciência;

Ao professor Bernardo Rudorff pela confiança, pelo apoio, oportunidades oferecidas e pela presença nas decisões mais difíceis ao longo destes 4 anos;

Aos colegas da turma PGSER 2010 e 2011 e do Laboratório LEEC UNESP/Rio Claro (Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação) pelo apoio, pelas horas de descontração e pelas discussões que serviram de inspiração ao longo deste trabalho;

Ao amigo Daniel Aguiar que me acompanhou nestes 4 anos, e sempre teve uma palavra nos momentos de dúvida, loucura e do “eu vou desistir” ... Meu muito obrigada sempre, e sem dúvida pelos momentos maluquinhos e engraçados que compartilhamos! Sem você este trabalho teria sido muito mais difícil! ☺

As minhas amigas gatinhas da Rep. Whiskas, Ane Cruz, Bia Gabelini, Bru Coradi e Mi Marin, obrigada pelas brincadeiras, pelas risadas e por terem me ajudado a concluir este trabalho com mais leveza e por não permitirem que eu ficasse maluca 😊!

Ao INPE, e a todos que ajudam a concretizar o programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. À CAPES pelo apoio financeiro ao decorrer do doutorado e ao Programa Ciência sem Fronteiras que proporcionou um período de experiência científica e pessoal, a partir da bolsa de doutorado sanduíche, junto ao Grupo de Pesquisa GLEL (*Geomatics and Landscape Ecology Laboratory*) na Universidade de Carleton – CA.

## RESUMO

O processo de fragmentação pode causar mudanças irreversíveis nos sistemas ecológicos e na biodiversidade. Um dos principais efeitos da fragmentação é a redução da conectividade que tem uma função essencial na paisagem. A manutenção da conectividade é o principal desafio para a conservação da biodiversidade, especialmente nos trópicos, onde as áreas agrícolas estão se expandindo. Os corredores ecológicos são considerados estruturas fundamentais para a manutenção da conectividade da paisagem, no entanto, para garantir sua eficiência, outros fatores, além da quantidade de habitat, são importantes (p.ex., a permeabilidade da matriz). Entretanto, a maioria dos estudos não consideram as matrizes e acabam baseando seus modelos na teoria da biogeografia de ilhas, que simplifica as paisagens em apenas duas classes: habitat e matriz. Esses estudos caracterizam as matrizes, como ambientes homogêneos e inóspitos, ignorando que as espécies percebem a paisagem de diferentes maneiras e podem utilizar os recursos provenientes destas áreas. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da permeabilidade e do percentual de habitat na conectividade da paisagem, considerando diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem e diferentes grupos funcionais de mamíferos. Para isso foram realizadas 6 milhões de simulações de corredores ecológicos funcionais a partir de superfícies de resistência e de um algoritmo de múltiplos caminhos de menor custo, em 30 paisagens de 20 por 20 km em áreas da Floresta Atlântica de Interior e do Cerrado do Estado de São Paulo. Para a simulação dos corredores foram considerados os diferentes requerimentos de habitat das espécies e o grau de permeabilidade e de heterogeneidade da paisagem, em função das diferentes matrizes: cana-de-açúcar, pastagem, citrus, café, silvicultura, entre outras. Foram geradas e comparadas estimativas da conectividade, da permeabilidade e do percentual de habitat da paisagem e seus efeitos foram avaliados a partir de modelos GLM, GAM e piecewise. Foram considerados os melhores modelos os que tiveram  $\Delta i \leq 2$ , e com melhor desempenho pelo *bootstrap* a partir de 10000 repetições. Os resultados demonstraram que, principalmente, devem ser considerados os diferentes requerimentos das espécies, e que, superfícies de resistência são sensíveis para caracterizar processos ecológicos em função de mudanças na paisagem. Métricas derivadas de paisagens com alta e média heterogeneidade apresentaram os melhores resultados. A permeabilidade e o percentual de habitat foram bons preditores da conectividade, ressaltando a importância de se considerar a influência da matriz na paisagem. Matrizes com estrutura semelhante ao habitat preferencial tendem a garantir os processos ecológicos, e o manejo dessas áreas pode melhorar essa eficiência. No

entanto, em áreas com matrizes de alto contraste com o habitat, apenas o manejo não é suficiente para reestabelecer os processos ecológicos. Nestas áreas, é essencial que sejam restauradas e conservadas áreas de floresta nativa, a fim de garantir a sustentabilidade dos agroecossistemas e a manutenção dos serviços ecossistêmicos oferecidos. O cumprimento das exigências mínimas do código florestal, como a conservação de áreas de preservação permanente e de reserva legal em propriedades rurais, podem ser alternativas eficientes para manter a biodiversidade nestas áreas.

# **INFLUENCE OF MATRIX PERMEABILITY AND LANDSCAPE HETEROGENEITY FOR BIODIVERSITY CONSERVATION OF TERRESTRIAL MAMMALS**

## **ABSTRACT**

Fragmentation process cause irreversible changes in ecological systems and in the biodiversity. Perhaps the most important effect of fragmentation process is the loss of connectivity, an essential element in the landscape. Conserving connectivity is the main challenge for biodiversity conservation especially in the tropics where agricultural areas are expanding. Ecological corridors are essential structures to maintain the landscape connectivity, however to ensure the efficiency of the corridors is necessary to consider beyond habitat amount others characteristics of the landscape as the matrix permeability. The most of studies don't consider the matrix characteristics and proposed their models on the Island biogeography theory, which simplifies the landscapes in only two cover types: habitat and matrix. Several studies pointed that the matrices are equivalent to homogeneous and inhospitable environments and ignore that the species perceive landscapes in different ways and use resources from several matrices. The objective of this work was evaluated the effects of matrix permeability and habitat amount in the landscape connectivity, considering different levels of landscape heterogeneity and mammals groups. First, were simulated six million of ecological functional corridors derived from resistance surface and of least cost and multi paths algorithm. The study region encompasses 30 landscapes of 20 by 20 km, in the areas of Atlantic Forest and Cerrado biomes, located in São Paulo State. For the corridors simulations were considered species with different habitat requirements and landscapes with different levels of permeability and heterogeneity from different matrices: sugarcane, pasture, citrus, coffee, tree plantation and others types. We generated and compared connectivity, permeability and habitat amount measures and evaluated the variables effects through GLM, GAM and piecewise models. Were considered the best models, models with  $\Delta_i \leq 2$  and best performance in the bootstrap analyses, with 10000 repetitions. The results showed should be considered the different species requirements and resistance surfaces are sensible for characterize ecological process through changes in the landscapes. Landscape metrics generated from landscapes with medium and high heterogeneity showed the best results. Permeability and habitat amount were good predictors of connectivity, highlighting the importance of matrix influence in the landscape. Matrices with structure similar to preferential

habitat can ensure ecological process and the management of these areas can improved this efficiency. However, in areas with matrices not similar to the habitat, only the management of these areas is not enough for provide the ecological processes. In these areas restoration programs and the conservation of natural areas are essential to ensure sustainability of agroecosystems and ecosystem services. The minimum compliance of environmental law, as the conservation of areas of permanent preservation and legal reserves in the owned land can be efficient alternatives for maintain the biodiversity in this areas.



## LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 1.1 - Relação esperada para os modelos preditivos da conectividade vs. permeabilidade (a) e percentual de habitat da paisagem (b), para diferentes grupos funcionais de espécies. ....	5
Figura 1.2 - Relação esperada para os modelos preditivos da conectividade para paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; a) baixa heterogeneidade, b) média heterogeneidade e c) alta heterogeneidade.....	6
Figura 2.1 - Área de estudo. (a) localização das principais fitofisionomias que caracterizam a região de estudo, i.e., os biomas Mata Atlântica e Cerrado, com destaque para o Estado de São Paulo; (b) paisagens selecionadas, os círculos indicam os pontos amostrados em campo referentes aos diferentes tipos de uso e cobertura da terra; e (c) distribuição espacial das 30 paisagens, com os respectivos números de localização.....	9
Figura 2.2 - Corredor gerado a partir do algoritmo de múltiplos caminhos de menor custo. A e B são as áreas de habitat que foram conectadas pelo corredor ( <i>source-target</i> ); a linha azul indica o principal corredor de menor custo e as linhas em cinza claro indicam o número de vezes que o algoritmo selecionou o trajeto como de menor custo; as linhas em preto indicam os corredores alternativos de menor custo gerados pelo algoritmo. ....	11
Figura 2.3 - Diferentes classes de uso e cobertura das terras identificadas em campo; (a) fragmento de floresta estacional semidecidual; (b) áreas de várzea, pastagem e cana-de-açúcar; e (c) diferentes tipos de vegetação natural e de matrizes.....	19
Figura 2.4 - Seleção de áreas para conexão ( <i>source - target</i> ) a partir de corredores ecológicos. (a) paisagem com as classes habitat e matriz; (b) seleção dos fragmentos na paisagem que atenderam aos critérios de <i>source - target</i> , com área maior ou igual a 70 hectares. ....	21
Figura 2.5 - Paisagem com diferentes composições de heterogeneidade para espécies com requerimento de habitat florestal. A paisagem (a) apresenta baixa heterogeneidade, sendo composta por duas classes: habitat e matriz; a paisagem (b) apresenta intermediária heterogeneidade, com três classes: matriz aberta, matriz fechada e habitat; a paisagem (c) tem alta heterogeneidade, na qual foram	

	considerados todos os tipos de uso e cobertura das terras identificados na paisagem.....	23
Figura 2.6	- Esquema utilizado para estimar o Índice da Conectividade da Paisagem. Os polígonos representam as áreas de habitat; as setas a dispersão das espécies na paisagem, sendo que a espessura da seta indica a maior capacidade de dispersão, devido a maior permeabilidade da matriz; (a) distância euclidiana entre duas áreas de habitat; (b) distância funcional entre duas áreas de habitat. A distância funcional é maior que a distância euclidiana entre as áreas de habitat, no entanto, devido à permeabilidade da matriz e o requerimento das espécies, a distância funcional é menor. O custo funcional é a soma do custo de cada matriz a partir da distância funcional. Na figura o custo funcional é a soma dos valores da área de habitat e da matriz com estrutura arbórea.....	26
Figura 3.1	- Percentual de cada classe de uso e cobertura da terra estimado em cada paisagem a partir de dados de sensoriamento remoto, interior do Estado de São Paulo, Brasil.....	29
Figura 3.2	- Diferentes classes de uso e cobertura da terra identificadas a partir de dados de sensoriamento remoto para paisagens do interior do Estado de São Paulo, Brasil. As primeiras paisagens da esquerda para a direita correspondem às paisagens de 1 a 5, respectivamente. ....	30
Figura 3.3	- Área dos fragmentos de vegetação natural em cada uma das paisagens, incluindo áreas de Cerrado, áreas úmidas e de floresta semidecidual e decidual em paisagens do interior do Estado de São Paulo, Brasil.....	31
Figura 3.4	- Porcentagem de habitat preferencial disponível em cada paisagem para grupos funcionais de pequenos mamíferos, com diferentes requerimentos de habitat.....	32
Figura 3.5	- Porcentagem de habitat preferencial disponível em cada paisagem para grupos funcionais de grandes mamíferos, com diferentes requerimentos de habitat.....	33
Figura 3.6	- Número e tamanho de cada <i>source</i> - <i>target</i> que foi conectado a partir de corredores ecológicos em cada paisagem.....	34
Figura 3.7	- Corredores ecológicos funcionais para pequenos mamíferos com requerimento de habitat florestal, simulados para duas paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade e pares de fragmentos; (a) paisagens com baixa heterogeneidade; (b) paisagens com média heterogeneidade e (c) paisagens com alta heterogeneidade. Os círculos indicam os fragmentos que foram conectados pelos corredores e as setas indicam as diferenças entre as rotas dos corredores simulados.....	35

- Figura 3.8 - Coeficientes de determinação ( $R^2$ ) representando o poder explicativo do percentual de habitat (a) e da permeabilidade da paisagem (b) para diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem para pequenos (PM) e grandes mamíferos (GM)..... 36
- Figura 3.9 - Relação entre percentual de habitat preferencial e conectividade da paisagem para pequenos mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade. .... 38
- Figura 3.10 - Relação entre permeabilidade e conectividade da paisagem para pequenos mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade..... 39
- Figura 3.11 - Relação entre percentual de habitat preferencial e conectividade da paisagem para grandes mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; (a) espécies com requerimento de habitat florestal; (b) espécies com requerimento de habitat aberto e (c) espécies com requerimento de habitat generalista. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade..... 41
- Figura 3.12 - Relação entre permeabilidade e conectividade da paisagem para grandes mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; (a) espécies com requerimento de habitat florestal; (b) espécies com requerimento de habitat aberto e (c) espécies com requerimento de habitat generalista. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade. .... 43
- Figura 4.1 - Percentual de diferentes classes de uso e cobertura da terra para cada paisagem. A segunda linha de cada matriz representa a paisagem 6 (5+1), 7 (5+2), respectivamente. As cores mais quentes representam o maior percentual de cada classe em cada paisagem. .... 48
- Figura 4.2 - Percentual de vegetação nativa (floresta semidecidual, cerrado e áreas ripárias) em distâncias de 200, 300, 400, 600 e 800 metros a partir dos fragmentos que foram conectados por corredores em cada paisagem (*source - target*). A linha vermelha tracejada indica

o percentual de 30% de vegetação nativa em todas as paisagens a partir das diferentes distâncias..... 51

## LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 2.1 - Revisão de estudos que avaliaram a relação das espécies com a permeabilidade da matriz. Pequenos mamíferos (PM); médios mamíferos (MM); grandes mamíferos (GM); uso do habitat (UH); deslocamento na matriz (DM); uso da matriz (UM); abundância na matriz (AM); qualidade da matriz (QM); e permeabilidade da matriz (PM).....	14
Tabela 2.2 - Descrição dos mapas temáticos elaborados a partir de imagens de sensoriamento remoto, utilizados para identificar os diferentes tipos de uso e cobertura da terra em cada paisagem. A coluna edição indica se foram realizadas edições nos mapas utilizados.	18
Tabela 3.1 - Modelos simulados para diferentes grupos funcionais de pequenos mamíferos. Os valores de conectividade (variável resposta) foram obtidos para cada nível de heterogeneidade da paisagem, em função da permeabilidade e do percentual de habitat da paisagem. Para cada modelo são apresentados os valores do p-value e da significância, do coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), AICc ajustado para pequenas amostras, os valores do delta AIC, os valores dos graus de liberdade ( <i>degrees of freedom</i> ), os valores de evidência de cada modelo ( $\omega_i$ ) e o número de vezes que cada modelo foi vencedor ( $\pi_i$ ). Os melhores modelos estão destacados na cor cinza. Os valores de significância correspondem a 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05 '.' 0,1 '.' 1 .....	45
Tabela 3.2 - Modelos simulados para diferentes grupos funcionais de grandes mamíferos. Os valores de conectividade (variável resposta) foram obtidos para cada nível de heterogeneidade da paisagem, em função da permeabilidade e do percentual de habitat da paisagem. Para cada modelo são apresentados os valores do p-value e da significância, do coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), AICc ajustado para pequenas amostras, os valores do delta AIC, os valores dos graus de liberdade ( <i>degrees of freedom</i> ), os valores de evidência de cada modelo ( $\omega_i$ ) e o número de vezes que cada modelo foi vencedor ( $\pi_i$ ). Os melhores modelos estão destacados na cor cinza. Os valores de significância correspondem a 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05 '.' 0,1 '.' 1 .....	46



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AIC	Akaike information criterion
AM	Abundância na matriz
CAH	Conectividade em paisagens de alta heterogeneidade
CBH	Conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade
CMH	Conectividade em paisagens de média heterogeneidade
df	Degrees of freedom
DM	Deslocamento na matriz
GAM	Generalized additive models
GLM	Generalized linear models
GM	Grandes mamíferos
GRASS	Geographic Resources Analysis Support System
<i>LSCorridors</i>	Landscape Corridors
MM	Médios mamíferos
PM	Pequenos mamíferos
PM	Permeabilidade da matriz
QM	Qualidade da matriz
SIGs	Sistemas de informação geográficas
<i>Source - target</i>	Fragmento de origem e fragmento alvo
UH	Uso do habitat
UM	Uso da matriz
VM	Virtual machine





## LISTA DE SÍMBOLOS

$a_i$	Área de cada classe de uso e cobertura da terra $i$
$pm_i$	Permeabilidade da matriz em cada paisagem $i$
AICc	AIC corrigido para pequenas amostras
$CF_m$	Custo funcional médio
$DE_m$	Distância euclidiana média
IC	Índice de conectividade da paisagem
IP	Índice de permeabilidade da paisagem
$R^2$	Coefficiente de determinação
$\pi_i$	Frequência
$\omega_i$	Força de evidência de cada modelo



## SUMÁRIO

	<u>PÁG.</u>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1. Objetivos.....	4
1.2. Hipóteses.....	4
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>7</b>
2.1. Área de estudo .....	7
2.2. Conectividade da paisagem .....	10
2.2.1. Simulação de corredores ecológicos funcionais.....	10
2.2.2. Modelagem da superfície de resistência a partir da permeabilidade da matriz .....	12
2.2.3. Superfície de resistência a partir de dados de sensoriamento remoto... 17	17
2.2.4. Seleção de áreas ( <i>source - target</i> ) para gerar corredores ecológicos.... 20	20
2.3. Composição da heterogeneidade da paisagem .....	21
2.4. Índices de permeabilidade e conectividade da paisagem .....	24
2.5. Análises estatísticas.....	27
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>29</b>
3.1. Caracterização das paisagens .....	29
3.2. Habitat preferencial em função dos diferentes grupos funcionais de mamíferos .....	31
3.3. Simulações de corredores ecológicos e nível de heterogeneidade da paisagem.....	33
3.4. Efeito dos modelos: conectividade vs. permeabilidade e percentual de habitat da paisagem .....	43
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>47</b>
4.1. Habitat preferencial: a influência da matriz.....	47
4.2. Importância da heterogeneidade da paisagem .....	53
4.3. Conectividade da paisagem e diferentes grupos funcionais de mamíferos.....	56
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>59</b>
5.1 Implicações para a conservação da biodiversidade .....	61
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>65</b>

<b>APÊNDICE A</b> .....	<b>73</b>
<b>APÊNDICE B</b> .....	<b>75</b>
<b>APÊNDICE C</b> .....	<b>77</b>
<b>APÊNDICE D</b> .....	<b>79</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação pode causar mudanças irreversíveis nos sistemas ecológicos e na biodiversidade (RICKETTS, 2001; FAHRIG, 2003; VIVEIROS DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004; UMETSU et al., 2008; AWADE; METZGER, 2008; PARDINI et al., 2010). Um dos principais efeitos da fragmentação é a redução da conectividade, função essencial na paisagem, que representa a interação entre os organismos e a paisagem (D'EON et al., 2002) e determina o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento dos organismos entre as áreas de recurso (TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000).

Dessa forma, a manutenção da conectividade tornou-se um desafio para a conservação da biodiversidade (CASTÉLLON & SIEVING, 2005; UMETSU et al., 2008, RAYFIELD et al., 2010), principalmente nos trópicos, onde as áreas agrícolas irão se expandir expressivamente nos próximos anos, e, conseqüentemente, alterar a configuração da paisagem (LYRA-JORGE et al., 2010; MARTINELLI et al., 2010, SOARES-FILHO et al., 2014 ).

Os corredores ecológicos têm sido considerados estruturas fundamentais para a manutenção da conectividade da paisagem (CASTÉLLON & SIEVING, 2005; UMETSU, 2005; ORROCK & DANIELSON, 2005; DAMSCHEN et al., 2006). Entre as vantagens de incluir corredores estão, principalmente, a persistência das populações e o aumento das áreas de habitat que facilitam o deslocamento dos organismos na paisagem (TISCHENDORF & FAHRIG, 2002; PARDINI et al., 2005; ROCHA, et al., 2011).

Embora os corredores sejam componentes importantes para aumentar a conectividade da paisagem, a efetividade destas áreas e o entendimento de como espécies com diferentes requerimentos são afetadas pela fragmentação do habitat são dependentes de outros componentes, como, p. ex., a matriz (BAUM et al., 2004; UMETSU, 2005; CASTÉLLON & SIEVING, 2005; ANDERSON et al., 2006; EWERS & DIDHAM, 2006). A matriz, apesar de diferentes conceitos na literatura, pode ser definida como um complexo de

mosaicos de diferentes tipos de uso e cobertura da terra que cercam as áreas de habitat (RICKETS, 2001).

Diversos estudos que investigaram os efeitos do processo de fragmentação na biodiversidade consideraram a teoria da biogeografia de ilhas como ponto de partida para descrever as paisagens, assumindo uma forma que simplifica as paisagens em apenas duas classes: habitat e matriz (RICKETS, 2001). Dessa maneira, tanto a diversidade do habitat como a heterogeneidade da matriz são ignoradas e muitas matrizes são caracterizadas como ambientes completamente impermeáveis (EWERS & DIDHAM, 2006; FAHRIG et al., 2011).

Na maioria das vezes, as matrizes estão associadas à áreas de perturbações antrópicas, homogêneas e inóspitas que atuam principalmente como uma barreira na paisagem, sem nenhum benefício e importância ecológica para as espécies (GASCON et al., 1999; VANDERMEER & CARVAJAL, 2001). Entretanto, ignorar os elementos da heterogeneidade da paisagem pode influenciar na capacidade de compreender as respostas ecológicas, podendo mascarar o efeito do isolamento dos fragmentos e a interação entre as espécies (RICKETS, 2001). Com isto o poder preditivo dos modelos pode ser reduzido, principalmente, em paisagens agrícolas que são mais heterogêneas (RICKETS, 2001; FAHRIG et al., 2011).

As espécies podem perceber a paisagem de uma forma mais complexa do que o modelo habitat-matriz e podem utilizar recursos de diferentes tipos de uso e cobertura da terra (GUSTAFSON & GARDNER, 1996; METZGER, 2006; FAHRIG et al., 2011). Dependendo do tipo de vegetação que compõe a matriz, essas áreas podem oferecer diferentes graus de permeabilidade e agir não apenas como uma barreira absoluta, podendo contribuir para a persistência das espécies (GASCON et al., 1999; CASTÉLLON & SIEVING, 2005).

Nesse sentido, Viveiros de Castro e Fernandez (2004) demonstraram que a tolerância de pequenos mamíferos à matriz de pastagem determinou a vulnerabilidade desse grupo à extinção local em fragmentos da Mata Atlântica. Gheler-Costa et al. (2012) estimaram a mesma abundância relativa e riqueza

de pequenos mamíferos quando compararam áreas de Mata Atlântica e de eucalipto no Estado de São Paulo, demonstrando que, embora a matriz de eucalipto possa oferecer menos recurso que as florestas nativas, essas áreas podem servir de corredor para as espécies.

Matrizes mais permeáveis podem desempenhar a mesma função dos corredores na paisagem, como diminuir o grau de isolamento e aumentar a taxa de imigração das populações, estabelecendo o equilíbrio no número de fragmentos ocupados (VANDERMEER & CARVAJAL, 2001; FAHRIG, 2007). Também podem servir como fonte de recurso, como habitat complementar e facilitar o deslocamento das espécies (GASCON et al., 1999; BANI et al., 2002; BAUM et al., 2004; ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005; PFLÜGER & BALKENHOL, 2014).

Dessa forma, compreender o efeito da permeabilidade da matriz no comportamento das espécies com diferentes requerimentos é fundamental para orientar iniciativas eficientes de conservação em ecossistemas alterados, em processos de restauração ecológica e de mudanças climáticas (PERFECTO & VANDERMEER, 2002; CASTÉLLON & SIEVING, 2005; EWERS & DIDHAM, 2006; PFLÜGER & BALKENHOL, 2014).

Além da busca por estratégias para manter os habitats remanescentes, a gestão das matrizes e o manejo dos agroecossistemas devem ser considerados como alternativas para a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas (DUELLI, 1997; PERFECTO & VANDERMEER, 2002; BANKS-LEITE et al., 2011; FAHRIG et al., 2011; VERDADE et al., 2014).

## **1.1. Objetivos**

O presente estudo tem os seguintes objetivos:

- i) Avaliar se a permeabilidade prediz melhor a conectividade da paisagem do que o percentual de habitat;
- ii) Verificar a diferença na conectividade da paisagem para espécies com diferentes requerimentos de habitat;
- iii) Verificar qual nível de heterogeneidade da paisagem, i.e., baixa, média ou alta heterogeneidade, explicam melhor a conectividade da paisagem.

## **1.2. Hipóteses**

As seguintes hipóteses alternativas foram testadas neste estudo, considerando que as hipóteses nulas negam tais efeitos:

- i) A permeabilidade é melhor preditora da conectividade da paisagem do que o percentual de habitat;
- ii) A permeabilidade é melhor preditora da conectividade da paisagem para espécies com requerimento de habitat aberto e generalista (Figura 1.1a);
- iii) O percentual de habitat é melhor preditor da conectividade da paisagem para espécies com requerimento de habitat florestal e aberto (Figura 1.1b);



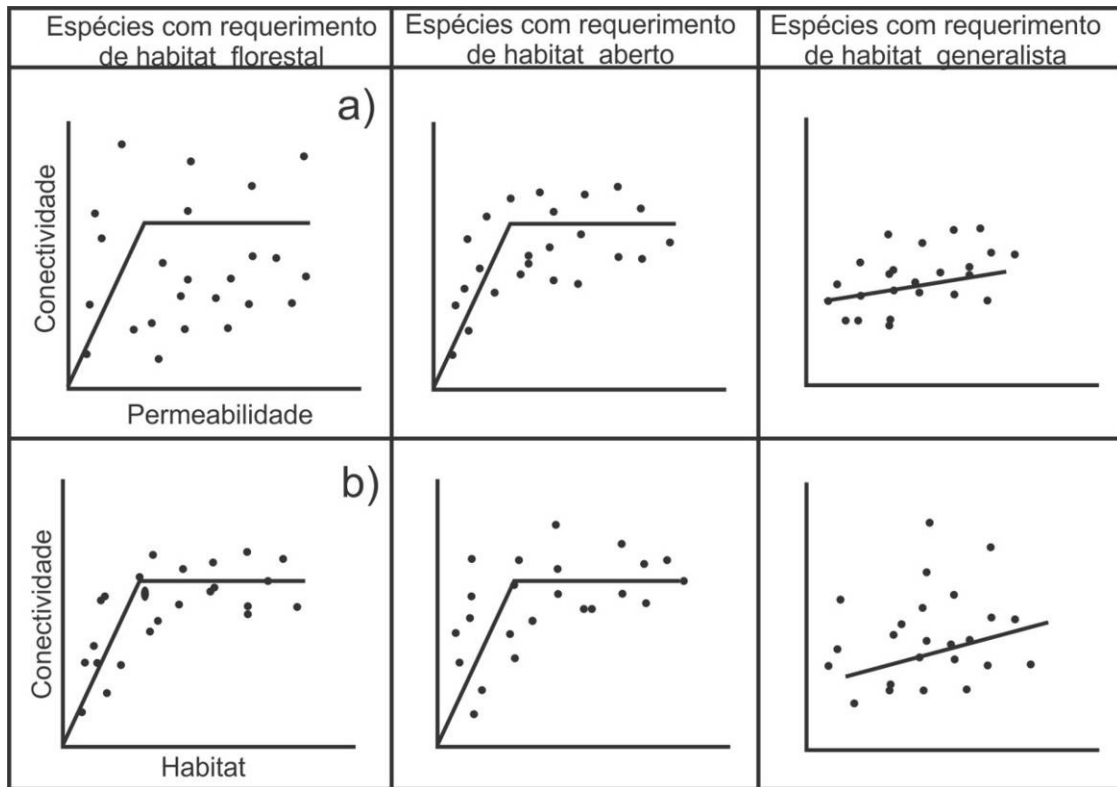


Figura 1.1 - Relação esperada para os modelos preditivos da conectividade vs. permeabilidade (a) e percentual de habitat da paisagem (b), para diferentes grupos funcionais de espécies.

iv) Paisagens de baixa heterogeneidade são melhores preditoras de conectividade do que paisagens de média à alta heterogeneidade para espécies com requerimento de habitat florestal (Figura 1.2a), enquanto paisagens de média e alta heterogeneidade são melhores preditoras para espécies com requerimento de habitat aberto e generalista (Figura 1.2b e 1.2c).

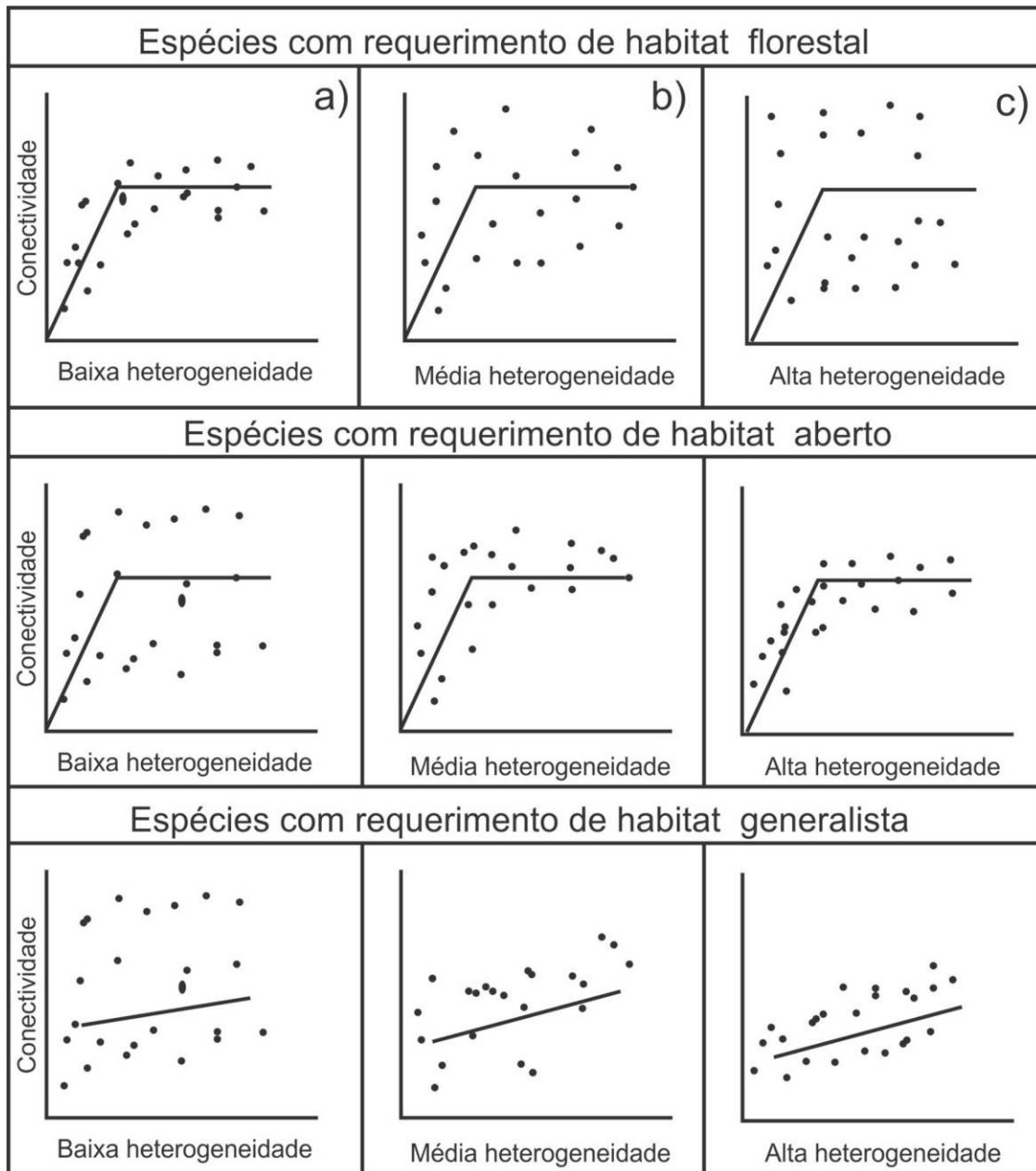


Figura 1.2 - Relação esperada para os modelos preditivos da conectividade para paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; a) baixa heterogeneidade, b) média heterogeneidade e c) alta heterogeneidade.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

A área de estudo compreende 30 paisagens selecionadas nos biomas Mata Atlântica e Cerrado do Estado de São Paulo (Figura 2.1). Esses biomas concentram 6,7% das espécies endêmicas de plantas e animais do globo (MYERS et al., 2000) e, devido à diversidade biológica são considerados hotspots globais de biodiversidade e áreas prioritárias para a conservação (MYERS et al., 2000; DURIGAN et al., 2007; METZGER, 2009). Na região de estudo predominam os cultivos agrícolas, sendo que, na maioria, não são encontradas áreas de floresta contínua e conservada; que estão restritas ao litoral sul do estado.

As paisagens concentram-se majoritariamente na região biogeográfica da Mata Atlântica de Interior, onde a principal fitofisionomia é a floresta estacional semidecidual, a qual ocupa 62% dessa região (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005). Algumas paisagens da área de estudo encontram-se no Bioma Cerrado que é composto por diferentes tipos de vegetação, desde gramíneas até formações arbóreas (DURIGAN et al., 2004; LEITE, 2007).

Para escolher as paisagens foi gerada uma grade regular de 20 por 20 quilômetros (40.000 hectares) dentro do limite do Estado de São Paulo, a fim de que as paisagens estivessem bem distribuídas ao longo da região de interesse. Posteriormente, foram selecionadas 30 quadrículas da grade que foram avaliadas individualmente para garantir que todas as áreas tivessem a classe de floresta nativa e que fossem compostas por diferentes matrizes, permitindo avaliar os diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem. O tamanho das paisagens foi definido de acordo com estudos sobre pequenos e grandes mamíferos (PARDINI et al., 2010; ESTAVILLO et al., 2013) e com trabalhos de agências nacionais que têm adotado essa escala de análise para o planejamento regional (RIBEIRO et al. 2011).

Desta forma, as paisagens selecionadas apresentaram um gradiente de diferentes tipos de uso e cobertura da terra. A porcentagem de áreas de vegetação natural variou de 4% a 29%, entre as paisagens. Sendo que

matrizes, como a cana-de-açúcar, a silvicultura e a pastagem ocuparam o percentual mínimo de 0% e máximo de 79%, 32% e 66%, respectivamente entre as paisagens analisadas.

Na região as paisagens são heterogêneas, sendo que as principais matrizes são a pastagem, a cana-de-açúcar, as culturas anuais e a silvicultura (DURINGAN et al., 2007; NASSAR et al., 2008). No oeste e extremo oeste do estado concentram-se as áreas tradicionais de cana-de-açúcar e de pastagem, respectivamente (RUDORFF et al., 2010). Os cultivos de citrus e café estão localizados principalmente na região sudeste de São Paulo (FÁVARO, 2013). Na região sul a silvicultura ocupa a maior área, sendo que nessa região também estão localizadas as maiores áreas de vegetação natural, devido ao tipo de relevo que dificulta a substituição das áreas de floresta pela agropecuária.

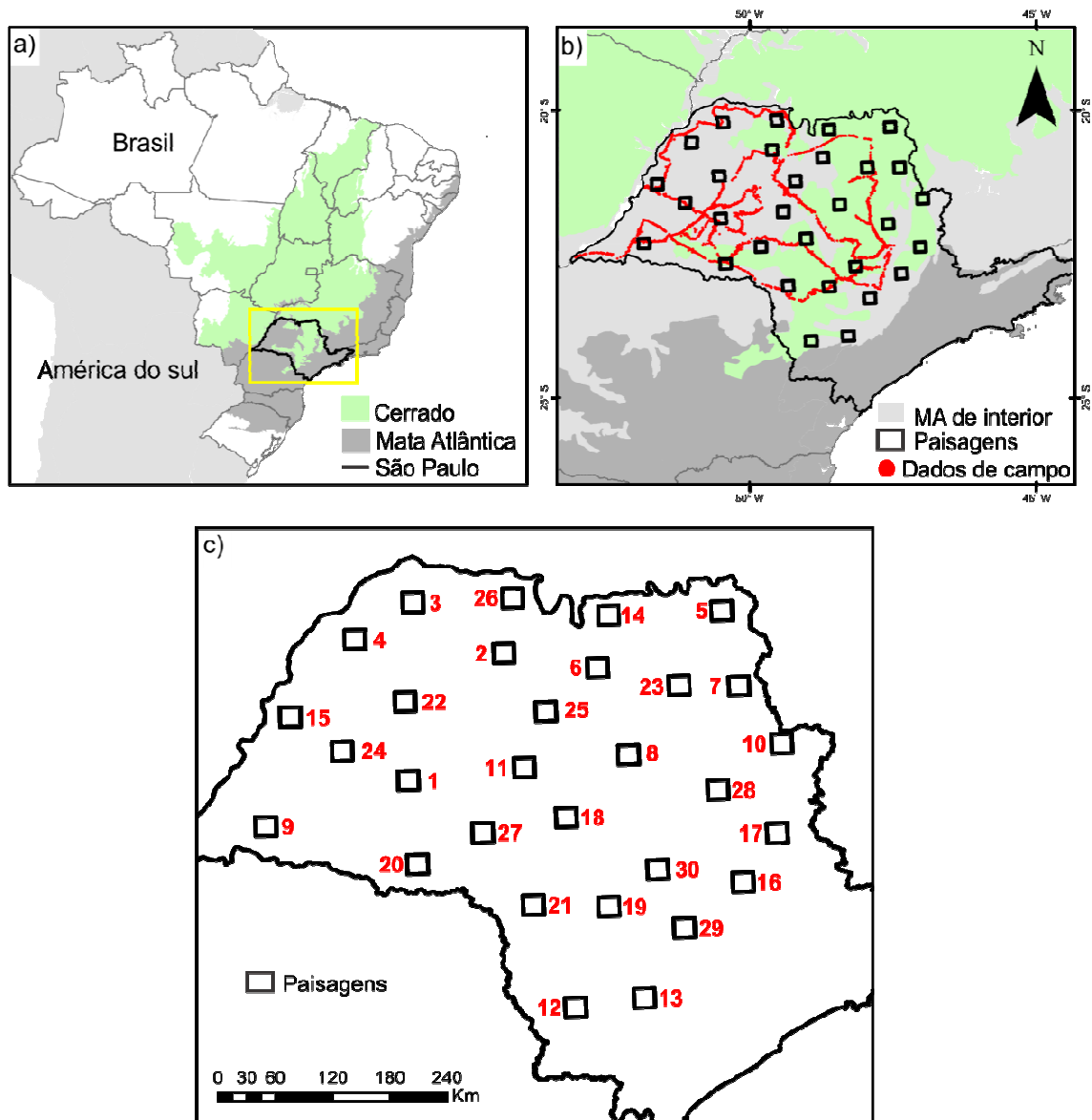


Figura 2.1 - Área de estudo. (a) localização das principais fitofisionomias que caracterizam a região de estudo, i.e., os biomas Mata Atlântica e Cerrado, com destaque para o Estado de São Paulo; (b) paisagens selecionadas, os círculos indicam os pontos amostrados em campo referentes aos diferentes tipos de uso e cobertura da terra; e (c) distribuição espacial das 30 paisagens, com os respectivos números de localização.

## 2.2. Conectividade da paisagem

Para estimar a conectividade da paisagem foi realizada a simulação de corredores ecológicos funcionais, considerando diferentes graus de permeabilidade da matriz para espécies com diferentes requerimentos de habitat, a partir de paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade. A seguir são descritos os procedimentos realizados.

### 2.2.1. Simulação de corredores ecológicos funcionais

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) disponibilizam diversas alternativas para a simulação de corredores ecológicos a partir de algoritmos de menor custo. Entretanto, a maioria destas plataformas não são eficientes quando são observadas extensas áreas e quando é necessário analisar diversas combinações de pares de fragmentos e simular milhares de corredores na mesma paisagem ao mesmo tempo. Além da simulação par a par, alguns softwares exigem como input que sejam preparados arquivos individuais correspondentes a cada paisagem e a cada par de fragmento analisado.

A simulação de corredores ecológicos torna-se complexa e demorada, principalmente quando são analisadas grandes áreas, como ocorre neste estudo, em que, para cada uma das 30 paisagens com área de 40.000 hectares, podem resultar em centenas de combinações de pares de fragmentos. Desta forma, para que fosse possível simular os corredores ecológicos a partir de áreas com essas características foi desenvolvido um algoritmo de múltiplos caminhos que tem os mesmos pressupostos do algoritmo descrito por Pinto e Keitt (2009). Entretanto, o algoritmo desenvolvido permite que sejam analisadas centenas de combinações de fragmentos e geradas inúmeras simulações de corredores ao mesmo tempo na mesma paisagem ou em diferentes paisagens.

Para implementar este algoritmo Ribeiro et al. (*in prep*) desenvolveram o software *LSCorridors* (**LandScape Corridors**) que utiliza o ambiente do software gratuito *Geographic Resources Analysis Support System* (GRASS) para simular os diferentes corredores (GRASS Development Team, 2012). Além de

permitir que complexas simulações sejam realizadas, esse algoritmo permite que o usuário modifique os parâmetros que adicionam uma superfície de ruído sobre o mapa de resistência da matriz. Com isto, a cada vez, que são estimadas rotas de menor custo entre um par de fragmentos de interesse (i.e. fragmentos de origem e destino, ou *source - target*), o algoritmo disponibiliza a variabilidade em relação ao mapa de menor custo original, gerando diversas rotas de menor custo e mapas cumulativos da rota de menor custo (Figura 2.2). Esse tipo de abordagem permite análises mais realistas, já que, na maioria das vezes, os organismos não utilizam um único caminho para se movimentar (ADRIASEN et al., 2003).

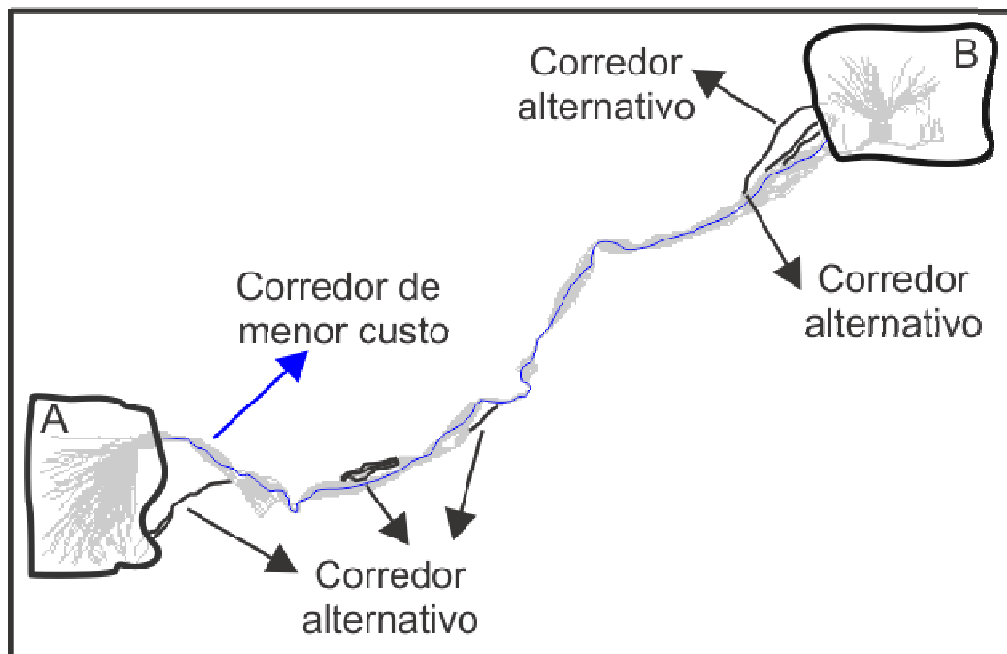


Figura 2.2 - Corredor gerado a partir do algoritmo de múltiplos caminhos de menor custo. A e B são as áreas de habitat que foram conectadas pelo corredor (*source-target*); a linha azul indica o principal corredor de menor custo e as linhas em cinza claro indicam o número de vezes que o algoritmo selecionou o trajeto como de menor custo; as linhas em preto indicam os corredores alternativos de menor custo gerados pelo algoritmo.

Como input para as simulações o *LSCorridors* utiliza, como informações: a) mapa com a resistência da matriz (ver abaixo); b) mapa com os fragmentos de origem e destino para as simulações (*source - target*); c) número de simulações

(i.e., réplicas de corredores) para cada análise. Sendo que, neste estudo foram realizadas 100 simulações para cada corredor.

### **2.2.2. Modelagem da superfície de resistência a partir da permeabilidade da matriz**

A superfície de resistência descreve de forma quantitativa a facilidade que os organismos têm para se movimentar na paisagem a partir de diferentes variáveis ambientais (ADRIASEN et al., 2003; RAYFIELD et al., 2010). Para gerar a superfície de resistência comumente são utilizados mapas temáticos de diferentes tipos de uso e cobertura da terra e a partir desses mapas são atribuídos valores de resistência para cada pixel (RAYFIELD et al., 2010). Em geral, para modelar as superfícies de resistência, são considerados diferentes valores de permeabilidade com base em aspectos ecológicos, como por exemplo, o potencial de dispersão das espécies (PFLÜGER & BALKENHOL, 2014).

Neste estudo, a superfície de resistência foi modelada com o objetivo de descrever a permeabilidade da matriz que está associada à habilidade de uso e de movimento das espécies na matriz (GASCON et al., 1999; FRANKLIN e LINDENMAYER, 2009, LYRA-JORGE et al., 2009; DIXO e METZGER, 2010, SANTOS-FILHO et al., 2012). Para descrever a permeabilidade das matrizes foi realizada uma revisão bibliográfica sobre informações biológicas das espécies, como o requerimento de habitat, o deslocamento e o uso da matriz pelas espécies. Dados de abundância e de frequência de registros fotográficos das espécies na matriz foram relacionados com o uso da matriz para forrageio, abrigo e reprodução. A frequência de registro das espécies na matriz foi relacionada com o sucesso potencial de deslocamento na matriz ou mesmo à possível disponibilidade de recursos complementares na matriz (LYRA-JORGE et al., 2008; LYRA-JORGE et al., 2009; CIOCHETI, 2007; MILLAN, 2013).

Somente para mamíferos foi possível encontrar informações que, além do deslocamento, pudessem ser relacionadas com a permeabilidade da matriz (Tabela 2.1). Entretanto, os mamíferos têm papel ecológico fundamental nos ecossistemas, pois atuam como predadores de topo na cadeia alimentar e,



como polinizadores, dispersores e predadores de sementes (UMETSU, 2005; GALETTI et al., 2009). Além disso, oferecem recursos que mantêm espécies que também exercem funções importantes na dinâmica dos ecossistemas (PARDINI et al., 2005).

Entre os estudos analisados que mediram o deslocamento das espécies na matriz, as técnicas mais utilizadas foram: captura-marcação-recaptura com armadilhas, carretel de rastreamento e rádio-telemetria (PREVEDELLO et al., 2008). As espécies com o maior número de informações disponíveis na literatura foram as generalistas, que são as espécies mais abundantes em áreas degradadas, característica da área de estudo, onde predominam diferentes tipos de matrizes (LYRA-JORGE et al., 2009; DOTTA e VERDADE, 2011; GHELER-COSTA, 2012).

Tabela 2.1 - Revisão de estudos que avaliaram a relação das espécies com a permeabilidade da matriz. Pequenos mamíferos (PM); médios mamíferos (MM); grandes mamíferos (GM); uso do habitat (UH); deslocamento na matriz (DM); uso da matriz (UM); abundância na matriz (AM); qualidade da matriz (QM); e permeabilidade da matriz (PM).

<b>Artigo</b>	<b>Grupo</b>	<b>Informações</b>
Pires et al. (1999)	PM	UH
Pires et al. (2002)	PM	DM
Anderson et al. (2006)	MM	UM
Carlos (2006)	PM	UM
Gheler-Costa (2006)	PM	AM e UM
Ciocheti (2007)	MM GM	UH
Dotta e Verdade (2007)	MM MG	UM
Lira et al. (2007)	PM	DM
Umetsu e Pardini (2007)	PM	QM
Pozo-Montuy e Serio-Silva (2007)	MM	UH
Lyra-Jorge et al. (2008)	MM GM	PM e UM
Passamani e Ribeiro (2009)	PM	UM
Prevedello et al. (2009)	PM	DM
Prevedello e Vieira (2009)	PM	DM
Mendonça (2009)	MM GM	UM
Alonso (2010)	MM	UH
Crouzeilles et al. (2010)	PM	DM
Dotta e Verdade (2011)	MM GM	UM
Passamani e Fernandez (2011)	PM	DM
Rocha et al. (2011)	PM	UM
Rossi (2011)	PM	UH
Gheler-Costa et al. (2012)	PM	AM e UM
Martin et al. (2012)	PM	AM
Magioli et al. (2014)	GM	UM

As espécies de mamíferos foram separadas em dois grupos de acordo com o tamanho, i.e., pequenos e médios e grandes, devido aos diferentes requerimentos de área de vida e capacidade de deslocamento desses grupos (LYRA-JORGE et al., 2009; WANG et al., 2011, GHELER-COSTA et al., 2012). Cada um dos dois grupos foi subdividido em três grupos funcionais de acordo com o requerimento de habitat, como proposto por Estavillo et al. (2013): i) espécies de habitat florestal; ii) espécies de habitat aberto; e iii) espécies de habitat generalista (Apêndice A).

Na área de estudo predominam as espécies generalistas (GHELER-COSTA et al., 2012), desta forma, a divisão por grupos funcionais teve como objetivo investigar a flexibilidade ecológica e os limites de espécies com diferentes

requerimentos, considerando que espécies com diferentes características têm diferentes susceptibilidades à perda de conectividade (EWERS & DIDHAM, 2006). A permeabilidade da matriz foi associada à estrutura do habitat preferencial das espécies. Sendo que, as espécies de habitat florestal foram consideradas mais sensíveis que as espécies com requerimento de habitat aberto e generalista, pois essas espécies são predominantemente dependentes de áreas arbóreas (VIVEIROS DE CASTRO & FERNANDEZ, 2003).

As espécies de habitat aberto e generalista tendem a se adaptar com maior facilidade às alterações antrópicas, uma vez que, algumas matrizes podem aumentar ou complementar a disponibilidade de recursos e de habitat necessários para aquelas espécies; já que essas espécies não dependem de áreas arbóreas (GASCON et al., 1999; PERFECTO e VANDERMEER, 2002; ANDERSON et al., 2007). As matrizes descritas na literatura como fontes de recurso, com menor risco de predação, com maior capacidade de deslocamento e que tiveram estrutura vegetal mais semelhante ao habitat para as espécies foram classificadas como mais permeáveis (METZGER, 2006; FAHRIG et al., 2011; RIGUEIRA et al., 2013).

Para pequenos roedores de habitat generalista a matriz de cana-de-açúcar é permeável, devido à oferta de alimento e ao alto crescimento vegetativo dessa matriz que favorece a proteção contra predadores (GHELER-COSTA, 2006). As matrizes de eucalipto com sub-bosque desenvolvido podem proporcionar condições favoráveis e semelhantes às do habitat para algumas espécies. No entanto, na região de estudo a maioria destas áreas tem fins comerciais e a limpeza do sub-bosque é uma forma de valorização das áreas, o que torna a matriz de eucalipto menos permeável (GHELER-COSTA, 2006; ROSALINO et al., 2013).

Matrizes de pastagem podem ser mais permeáveis para roedores, devido à oferta de alimento e ao pouco manejo das áreas, mas a presença do gado e a baixa cobertura de vegetação favorecem o risco de morte e predação das espécies (PASSAMANI, 2003; CARLOS, 2006). Para a espécie *Puma concolor* a matriz de cana-de-açúcar foi definida como mais permeável do que a matriz

de pastagem, devido à maior disponibilidade potencial de recursos nessa matriz (MAGIOLI et al., 2014). Embora a *P. concolor* utilize regularmente recursos provenientes das áreas de cana-de-açúcar, as áreas de Floresta semidecidual e de Cerrado tiveram valores menores na superfície de resistência, pois esta espécie é dependente de recursos disponíveis em maior quantidade em áreas de floresta nativa (LYRA-JORGE et al., 2008; MAGIOLI et al., 2014).

Para roedores de habitat generalista e aberto, as áreas de Floresta semidecidual foram consideradas como sendo menos permeáveis, no entanto, para essas espécies a matriz de cana-de-açúcar pode ser considerada uma extensão do habitat (GHELER-COSTA, 2006; VERDADE et al., 2014). As matrizes de café e silvicultura são mais permeáveis para algumas espécies, por que além da estrutura favorável, não são realizadas ações de manejo com frequência nesses cultivos (MILLAN, 2013).

Apesar da estrutura semelhante ao habitat, as áreas de citrus são classificadas como matrizes menos permeáveis que as matrizes de café e de silvicultura. Isso se deve à frequência de aplicação e à dosagem de agrotóxicos utilizada nesses cultivos (EMBRAPA, 2014). Entretanto, a característica perene destas matrizes contribui para a maior permeabilidade, já que, essas áreas têm menor heterogeneidade temporal se comparadas às culturas anuais ou semi perenes, como a soja, o milho e a cana-de-açúcar, que ficam no campo por um período mais curto (VERDADE et al., 2014).

Para os primatas todas as matrizes foram classificadas como de baixa permeabilidade, devido à maior dependência desse grupo por áreas arbóreas (SILVA et al., *in review*). As matrizes de eucalipto, café e citrus têm as menores resistências, por que têm estrutura semelhante ao habitat e uma maior disponibilidade de recursos (ANDERSON et al., 2007). Embora as matrizes abertas tenham sido classificadas como menos permeáveis, a disponibilidade de recursos e a falta de áreas de floresta podem determinar o uso e o deslocamento na matriz (POZO-MONTUY E SILVA et al., 2007; ALONSO, 2010, GORDO et al., 2013).

Foi considerado o uso da matriz para classificar o habitat preferencial para todos os grupos funcionais. Para espécies de habitat florestal, somente mata ripária e a floresta semidecidual foram consideradas como habitat preferencial. O Cerrado teve peso alto na superfície de resistência, contudo, foi classificado como habitat não preferencial e não como matriz. Para espécies de habitat aberto, cana-de-açúcar, mata ripária e Cerrado foram consideradas como áreas de habitat preferencial. No entanto, para essas espécies a Floresta semidecidual foi classificada como habitat não preferencial.

Além dos dados de literatura os valores da superfície de resistência para cada grupo funcional foram quantificados por especialistas que também analisaram se as características propostas foram adequadas para os grupos funcionais. Os valores da superfície de resistência variaram de 1 a 100, em que, as matrizes mais permeáveis tiveram valor igual a 1 e as matrizes menos permeáveis tiveram valor igual a 100 (MARTIN et al., 2002, MCBRIDE e BURGMAN, 2012; PERERA et al., 2012).

### **2.2.3. Superfície de resistência a partir de dados de sensoriamento remoto**

Os valores da superfície de resistência foram obtidos a partir de mapas de uso e cobertura da terra e representados como modelos numéricos. Os mapas temáticos foram obtidos a partir de dados de sensoriamento remoto já disponíveis, descritos pelos autores com exatidão global maior que 80% (Tabela 2.2). Foram identificadas em campo 24 diferentes classes de uso e cobertura da terra (Apêndice B), no entanto, na literatura não estavam disponíveis informações que relacionam o uso e/ou comportamento das espécies para diversos tipos de uso e cobertura da terra e com esse nível de detalhamento. Desta forma, as classes de mapeamento foram agrupadas e definidas a partir de trabalhos anteriores que identificaram o uso e a cobertura da terra predominantes na área de estudo (SHIMABUKURO et al., 2007; DURIGAN et al., 2007; LYRA-JORGE et al., 2010).

Tabela 2.2 - Descrição dos mapas temáticos elaborados a partir de imagens de sensoriamento remoto, utilizados para identificar os diferentes tipos de uso e cobertura da terra em cada paisagem. A coluna edição indica se foram realizadas edições nos mapas utilizados.

<b>Mapa</b>	<b>Fonte</b>	<b>Edição</b>	<b>Resolução (m)</b>
Área úmida	Rudorff et al. (2012)	Sim	2.7 e 14.25
Área urbana	IBGE (2010)	Não	-
Café	Fávaro (2013)	Sim	23.5
Cana-de-açúcar	Rudorff et al. (2010)	Não	30
Citrus	Fávaro (2013)	Sim	23.5
Cursos e corpos d'água	Rudorff et al. (2012)	Sim	14.25
Outras culturas	PMBBS (2010)	Não	30
Pastagem	PMBBS (2010)	Não	30
Rodovias	IBGE (2010)	Não	-
Silvicultura	IF (2012)	Sim	30
Vegetação natural	IF (2012)	Sim	30

A maioria dos mapas foi elaborada a partir de imagens com resolução espacial de 30 metros, no entanto, os mapas de café, citrus, áreas úmidas e de cursos e corpos d'água foram reamostrados por que tinham diferente resolução espacial (Tabela 2.2). Nos mapas de vegetação natural e silvicultura foram realizadas correções, devido aos erros de omissão dos mapeamentos e ao deslocamento espacial dos dados em relação aos outros mapas utilizados.

A edição dos mapas foi realizada a partir de uma classificação visual com base em 74 imagens de diferentes sensores e de diferentes datas (Apêndice C). O uso de imagens multitemporais permitiu identificar com maior exatidão as áreas de vegetação da região, já que, a Floresta semidecidual tem característica caducifolia nos períodos secos e não pode ser identificada em imagens de uma única data (OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 1995).

Para identificar os diferentes tipos de vegetação nas imagens foram realizados dois trabalhos de campo para coletar pontos de referência de cada tipo de vegetação. Os trabalhos de campo foram realizados no período de 12/03/2012 a 16/03/2012 e 09/11/2012 a 13/11/2012, sendo que foram identificados por especialistas 3,858 pontos (ver Figura 2.1) de diferentes tipos de uso e cobertura da terra (Figura 2.3). As áreas de vegetação natural foram classificadas em diferentes estágios sucessionais, de acordo com as normas

técnicas oficiais de classificação da vegetação, descritas em IBGE (2012). As áreas de floresta estacional semidecidual e decidual foram classificadas em estágios inicial, médio e avançado de sucessão.

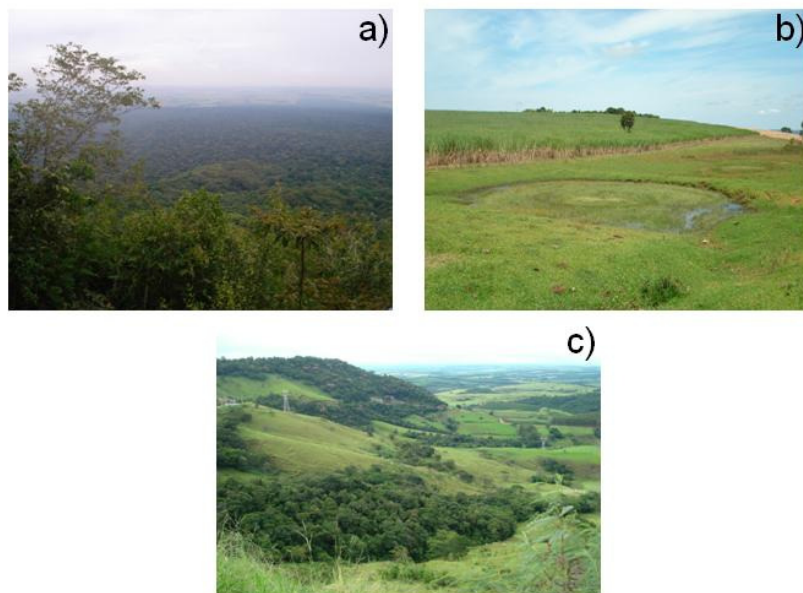


Figura 2.3 - Diferentes classes de uso e cobertura das terras identificadas em campo; (a) fragmento de floresta estacional semidecidual; (b) áreas de várzea, pastagem e cana-de-açúcar; e (c) diferentes tipos de vegetação natural e de matrizes.

Os fragmentos com árvores pequenas e esparsas, com espécies que indicavam influência antrópica e em início de sucessão foram classificados em estágio inicial. Já os fragmentos maiores, sem clareiras e onde foram observadas árvores maiores e espécies clímax e que estavam conectados por áreas ripárias foram classificados em estágio avançado. Por fim, os fragmentos que não atenderam as características supracitadas foram classificados no estágio médio, estágio de floresta predominante nessas áreas.

As várzeas foram classificadas em degradadas e não degradadas. As degradadas corresponderam às áreas que apresentavam predomínio de poucas espécies ou apresentavam espécies exóticas, como a braquiária (*Brachiaria decumbens*) e áreas, em que, foi observada a presença de gado.

As áreas de Cerrado foram classificadas de acordo com as diferentes fitofisionomias (COUTINHO, 1982). No entanto, para compor a superfície de

resistência, as áreas de Cerrado foram consideradas como áreas abertas para espécies de habitat florestal e as diferentes fitofisionomias agrupadas em uma única classe: Cerrado. As áreas de silvicultura foram classificadas em classes de silvicultura de eucalipto, pinus, seringueira e teca. A classe outras culturas compreendeu os cultivos de milho, sorgo e cultivos de subsistência. Essas classes estavam agregadas no mapeamento disponibilizado, e não foi possível separá-las.

#### **2.2.4. Seleção de áreas (*source - target*) para gerar corredores ecológicos**

Na área de estudo a maioria dos remanescentes de vegetação são pequenos, i.e., menores que 50 hectares e estão em estágios iniciais de sucessão (RIBEIRO et al., 2009). Para garantir a biodiversidade nas paisagens foi definido que seriam conectados por corredores os fragmentos (*source - target*) que tinham a maior área e que foram classificados como de médio a avançado estágio de sucessão (BENAYAS et al., 2009; HOLL & AIDE, 2011, LEITE et al., 2013). Essas áreas têm maior qualidade e podem garantir o equilíbrio entre processos de extinção local (FAHRIG, 1994) e de recolonização quando conectadas por corredores (METZGER, 2006; RIGUEIRA et al., 2013) e acabam favorecendo grupos funcionais de espécies mais exigentes que não utilizam as matrizes como uma extensão do habitat.

Além disso, a escolha de áreas muito degradadas para criação de corredores ecológicos exige altos investimentos em projetos de restauração, o que minimiza o interesse e serve de justificativa para a falta de comprometimento do setor privado na manutenção e conservação das áreas naturais. Hobbs (2007) e Calmon et al. (2011) destacam ainda, que a recuperação e a restauração de áreas altamente degradadas podem levar alguns anos, sendo que, mesmo com altos investimentos essas áreas podem não voltar a garantir processos ecológicos essenciais para a manutenção da biodiversidade.

Para verificar a relação entre a qualidade dos remanescentes obtidas em campo com o tamanho dos remanescentes das paisagens foram utilizadas métricas da paisagem. Foi calculada a área dos fragmentos classificados em avançado estágio de sucessão e a partir do fragmento com maior área foi



realizada uma busca nas paisagens para que fosse possível selecionar fragmentos com área igual ou superior.

Entretanto, nenhum dos fragmentos de vegetação natural entre as paisagens apresentou área igual ou superior aos fragmentos classificados em campo como de avançado estágio de sucessão. Desta forma, foi selecionada entre as paisagens a área mínima dos fragmentos para que fosse possível compor no mínimo um par de fragmentos em cada paisagem, para a conexão por corredores. A partir da busca, todas as paisagens tiveram no mínimo um par de fragmentos com área igual ou superior a 70 hectares (Figura 2.4). Cabe ressaltar que esse valor de 70 hectares foi utilizado como referência para a seleção de áreas a serem conectadas durante as simulações de corredores ecológicos potenciais.

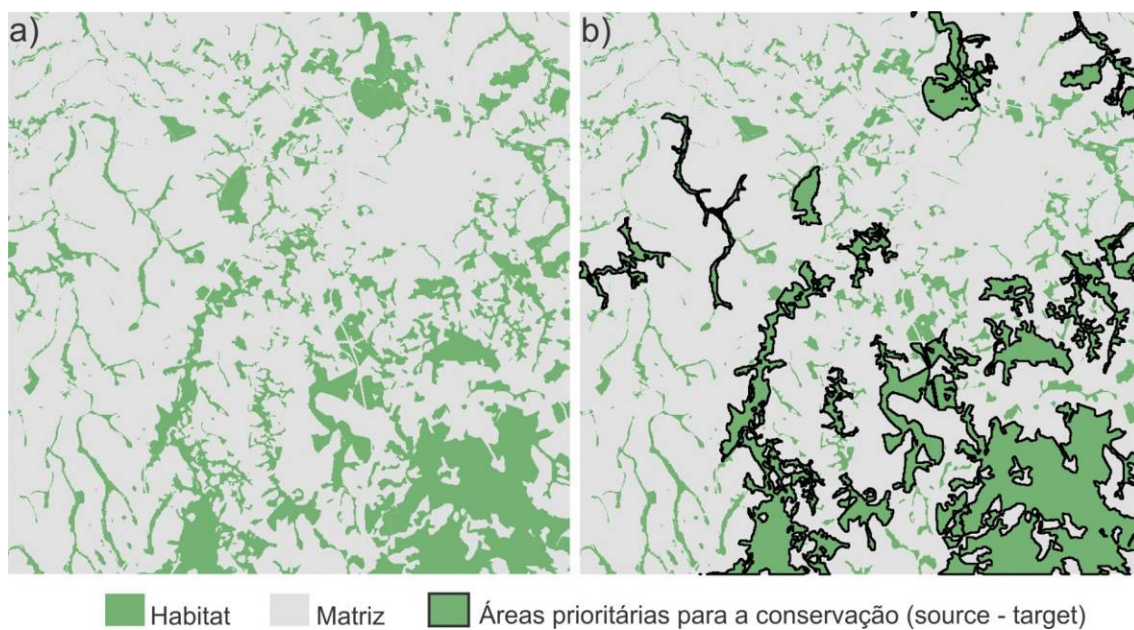


Figura 2.4 - Seleção de áreas para conexão (*source - target*) a partir de corredores ecológicos. (a) paisagem com as classes habitat e matriz; (b) seleção dos fragmentos na paisagem que atenderam aos critérios de *source - target*, com área maior ou igual a 70 hectares.

### 2.3. Composição da heterogeneidade da paisagem

Para avaliar a influência da heterogeneidade, as paisagens foram classificadas a partir da heterogeneidade estrutural e heterogeneidade funcional. De acordo com Fahrig et al. (2011) a heterogeneidade estrutural corresponde ao número

de diferentes classes de uso e cobertura da terra de cada paisagem. Sendo que, essas classes são, na maioria das vezes, identificadas a partir de imagens de sensoriamento remoto sem atribuir nenhuma informação referente às espécies. Entretanto, na heterogeneidade funcional além de identificadas as diferentes classes de uso e cobertura da terra, são atribuídas às classes a disponibilidade de recurso para as espécies.

Desta forma, primeiramente, as paisagens foram classificadas em níveis de heterogeneidade estrutural: alta, média e baixa. Para paisagens com alta heterogeneidade foi considerado o maior número de classes de uso e cobertura da terra de cada paisagem. Na sequência essas classes foram reagrupadas em níveis de média e baixa heterogeneidade. Entretanto, o reagrupamento das classes foi realizado a partir do conceito de heterogeneidade funcional, em que, foram considerados os benefícios de cada classe de uso e cobertura da terra para cada grupo funcional.

Para espécies com requerimento de habitat florestal, as paisagens de média heterogeneidade foram agrupadas em três classes: habitat, matriz aberta e matriz fechada. A classe habitat correspondeu a áreas de vegetação nativa arbórea, que oferecem mais recursos a esse grupo funcional. A classe matriz aberta correspondeu aos usos da terra que têm o maior contraste estrutural com o habitat (p.ex. para pequenos mamíferos - cana-de-açúcar, pastagem e outras culturas), e que, não favorecem o deslocamento das espécies na paisagem ou não oferecem nenhum tipo de recurso. A classe matriz fechada correspondeu a usos da terra que têm estrutura semelhante ao habitat (p.ex. culturas lenhosas como o citrus, o café e a silvicultura), e que, devido a essa característica facilitam o deslocamento das espécies na paisagem, ou tem maior oferta de recurso (Figura 2.5).

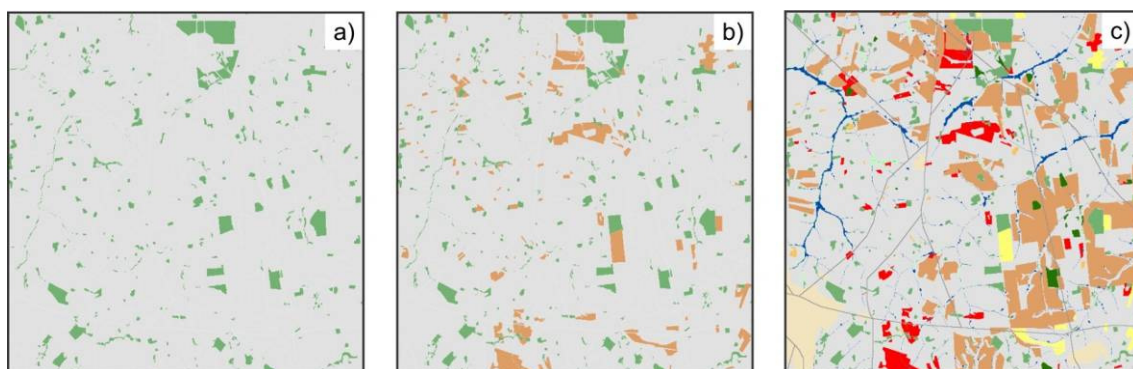


Figura 2.5 - Paisagem com diferentes composições de heterogeneidade para espécies com requerimento de habitat florestal. A paisagem (a) apresenta baixa heterogeneidade, sendo composta por duas classes: habitat e matriz; a paisagem (b) apresenta intermediária heterogeneidade, com três classes: matriz aberta, matriz fechada e habitat; a paisagem (c) tem alta heterogeneidade, na qual foram considerados todos os tipos de uso e cobertura das terras identificados na paisagem.

Para as espécies de habitat aberto e generalista as preferências por cada uso e cobertura da terra variaram muito, desta forma as paisagens de média heterogeneidade foram classificadas em quatro classes: matriz preferencial e não preferencial e habitat preferencial e não preferencial. Para espécies de requerimento de habitat aberto, as classes sem estrutura arbórea, e que, foram descritas na literatura como fonte de recurso foram classificadas como habitat preferencial. As classes de estrutura arbórea foram consideradas como matriz não preferencial.

As áreas de Floresta semidecidual, que geralmente tem estrutura fechada foram consideradas como habitat não preferencial para esse grupo funcional. Para espécies com requerimento de habitat generalista as classes foram agrupadas de acordo com os dados da superfície de resistência que foram derivados da literatura e da descrição dos especialistas, sendo que, áreas que foram descritas como fonte de recurso ou que facilitam o deslocamento das espécies na paisagem foram classificadas como habitat ou matriz preferencial (Apêndice D).

## 2.4. Índices de permeabilidade e conectividade da paisagem

Para calcular os índices de permeabilidade e conectividade da paisagem foram definidos os conceitos de: i) permeabilidade da paisagem; ii) permeabilidade da matriz e iii) conectividade da paisagem. A permeabilidade da paisagem é a qualidade e/ou característica da paisagem que permite que os organismos movimentem-se livremente através da paisagem (RICKETTS, 2001; SINGLETON et al., 2004).

As matrizes com estrutura semelhante ao habitat, ou que podem servir como extensão de habitat, fonte de abrigo, reprodução e recurso e que facilitam o movimento das espécies na paisagem são consideradas matrizes mais permeáveis (GASCON, 1999; LAURANCE, 1991; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000; UMETSU et al., 2008). Como descrito anteriormente, a conectividade da paisagem refere-se ao grau em que a paisagem impede ou facilita o movimento dos indivíduos entre as áreas de habitat (TAYLOR et al. 1993; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000).

Neste estudo, foi considerado que paisagens com matrizes mais permeáveis seriam paisagens mais permeáveis e vice-versa. A permeabilidade da matriz ( $pm_i$ ) foi derivada dos pesos da superfície de resistência, em que, matrizes com pesos maiores foram menos permeáveis. Desta forma, paisagens mais permeáveis foram aquelas que tiveram a maior área da matriz permeável de acordo com o grupo funcional em função da  $pm_i$  (Equação 2.1). Em que: IP é o índice de permeabilidade da paisagem;  $a_i$  é a área da classe de uso e cobertura da terra  $i$  em cada paisagem e  $pm_i$  é a permeabilidade da matriz  $i$  em cada paisagem.

$$IP = \sum_{i=1}^n a_i / pm_i \quad (2.1)$$

Para medir a conectividade da paisagem, os corredores simulados foram utilizados como componentes da conectividade. Os corredores foram

considerados como bons preditores de conectividade por que foram gerados a partir de uma superfície de resistência baseada em características como a permeabilidade da matriz e informações biológicas das espécies, que são descritas na literatura (Tischendorf & Fahrig, 2000), como boas preditoras de conectividade por considerarem, entre outras características, o uso e o deslocamento das espécies na matriz.

A conectividade foi medida a partir da soma das resistências de cada matriz (custo funcional), derivada dos múltiplos caminhos (distância funcional) gerados pelo algoritmo de menor custo, e a distância euclidiana entre os pares de fragmentos (Figura 2.6).

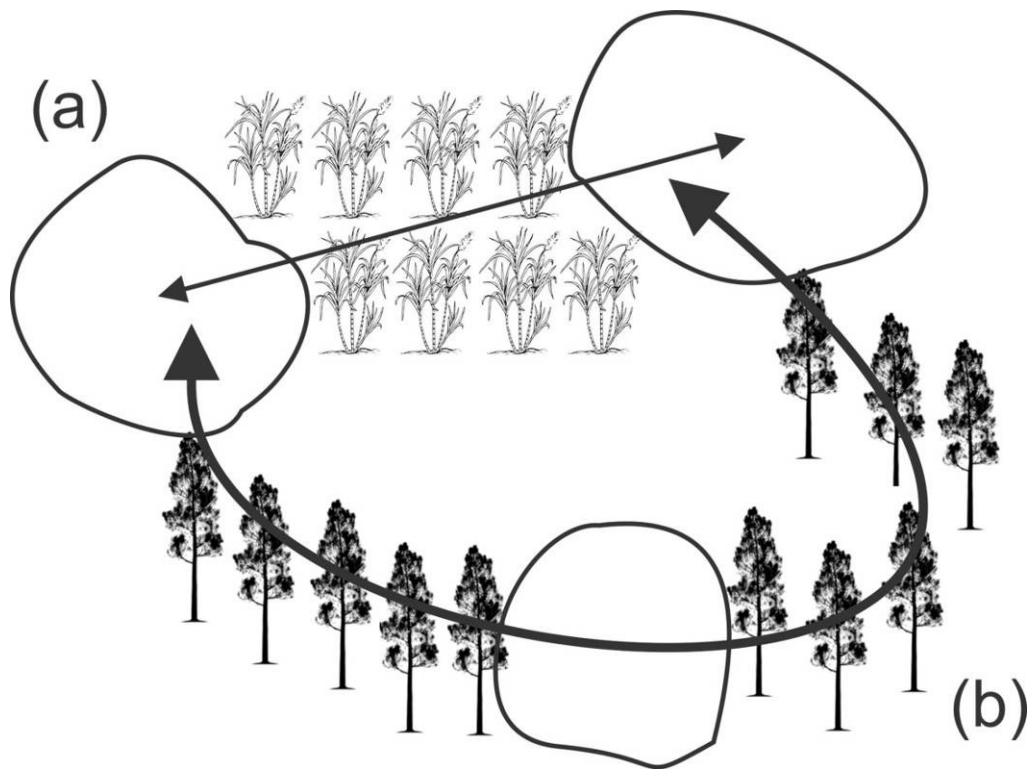


Figura 2.6 - Esquema utilizado para estimar o Índice da Conectividade da Paisagem. Os polígonos representam as áreas de habitat; as setas a dispersão das espécies na paisagem, sendo que a espessura da seta indica a maior capacidade de dispersão, devido a maior permeabilidade da matriz; (a) distância euclidiana entre duas áreas de habitat; (b) distância funcional entre duas áreas de habitat. A distância funcional é maior que a distância euclidiana entre as áreas de habitat, no entanto, devido à permeabilidade da matriz e o requerimento das espécies, a distância funcional é menor. O custo funcional é a soma do custo de cada matriz a partir da distância funcional. Na figura o custo funcional é a soma dos valores da área de habitat e da matriz com estrutura arbórea.

Como cada corredor foi simulado 100 vezes, os valores da distância e do custo funcional variaram a cada simulação. Para obter apenas um valor por par de fragmentos foi calculada a média dos valores da distância funcional e do custo funcional das 100 simulações. Entretanto, a conectividade da paisagem foi calculada a partir da média dos custos funcionais e da média da distância euclidiana entre os pares de fragmentos de cada paisagem (Equação 2.2). Em que: IC é o índice de conectividade da paisagem;  $CF_m$  é o custo funcional médio

e  $DE_m$  é a distância euclidiana média entre pares de fragmentos de cada paisagem.

$$IC = \frac{1}{\frac{CF_m}{DE_m}} \quad (2.2)$$

A distância funcional não foi utilizada por que a relação entre a distância funcional e a distância euclidiana entre os pares de fragmentos indicou somente a tortuosidade do caminho que seria percorrido pelas espécies. A relação proposta (Equação 2.2) propõe que paisagens mais conectadas são aquelas, em que, a relação entre o custo funcional e a distância euclidiana é menor.

## 2.5. Análises estatísticas

Primeiramente foram verificados os melhores ajustes para o conjunto de variáveis, i.e., conectividade vs. habitat e conectividade vs. permeabilidade para os diferentes grupos funcionais de espécies e para os diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem. Para isso foram utilizados modelos de regressão linear simples (GLM - *Generalized Linear Models*), modelos aditivos generalizados (GAM - *Generalized Additive Models*) e modelos de regressão *piecewise* (ZUUR *et al.*, 2009).

O modelo de regressão *piecewise* foi utilizado para identificar potenciais limiares ecológicos, comportamento que foi esperado para alguns grupos funcionais (Figura 1.1). A regressão *piecewise* ajusta os dados de uma ou mais linhas que podem ser unidas por um ou mais pontos de interrupção denominados de *breakpoints*, e que, correspondem aos limiares (TOMS & LESPÉRANCE, 2003).

Para escolher os melhores ajustes entre cada variável foi realizada a seleção de modelos a partir do critério de Akaike (AIC - *Akaike information criterion*). Foram considerados significativos os modelos GLM e GAM que apresentaram *p-value* menor que 0,05. A significância dos modelos *piecewise* foi avaliada

pelo teste de Davies que calculou a significância do modelo com base na diferença entre as inclinações das linhas (RIGUEIRA *et al.*, 2013).

Os limiares foram considerados significativos quando os valores do teste foram menores que 0.05. Além da significância dos modelos foram analisados os valores do  $\Delta AICc$  ( $\Delta_i$ ), da força de evidência de cada modelo ( $\omega_i$ ) e o número de vezes que cada modelo foi considerado o melhor a partir do método *bootstrap* ( $\pi_i$ ) com 10,000 amostras (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Todas as análises foram realizadas a partir de diferentes pacotes estatísticos disponibilizados no software R (R Development Core Team, 2014). Foram considerados como melhores modelos àqueles que tiveram os menores valores de  $\Delta_i$  e a maior força de evidência, i.e., valores altos de  $\omega_i$ . Todos os modelos que tiveram valores de  $\Delta_i \leq 2$  foram considerados iguais.

Depois de identificadas e validadas as relações entre as variáveis foi avaliado o efeito dos modelos: conectividade vs. permeabilidade da paisagem e conectividade vs. percentual de habitat da paisagem. Para isso foram utilizados os mesmos critérios para a escolha do melhor modelo, i.e., *p-value* menor que 0.05, valores de  $\Delta_i \leq 2$ , maior força de evidência do modelo ( $\omega_i$ ) e o método *bootstrap* ( $\pi_i$ ) a partir de 10000 amostras. Os *outliers* foram retirados das análises.



### 3 RESULTADOS

#### 3.1. Caracterização das paisagens

As paisagens selecionadas foram compostas por doze diferentes classes de uso e cobertura da terra (Figura 3.1 e Figura 3.2). O maior percentual de floresta nativa nas paisagens foi de 29%, incluindo fitofisionomias de Floresta semidecidual, Cerrado e de áreas úmidas. As paisagens localizadas na região sul do Estado concentraram os maiores percentuais de vegetação nativa, superiores a 10% e as maiores áreas de floresta (Figura 3.1 e Figura 3.3). As matrizes de pastagem, outras culturas e de cana-de-açúcar ocuparam mais que 50% da área total em 29 paisagens. Como pode ser observado, as paisagens analisadas apresentam alta variabilidade na composição e na distribuição de porcentagem das classes. Desta forma, foi considerado que tais paisagens, além de representarem bem a região estudada, possibilitaram explorar diversos gradientes, seja de áreas naturais, ou de diferentes tipos de matrizes abertas (cana-de-açúcar ou pastagem) ou florestais (silvicultura e citrus).

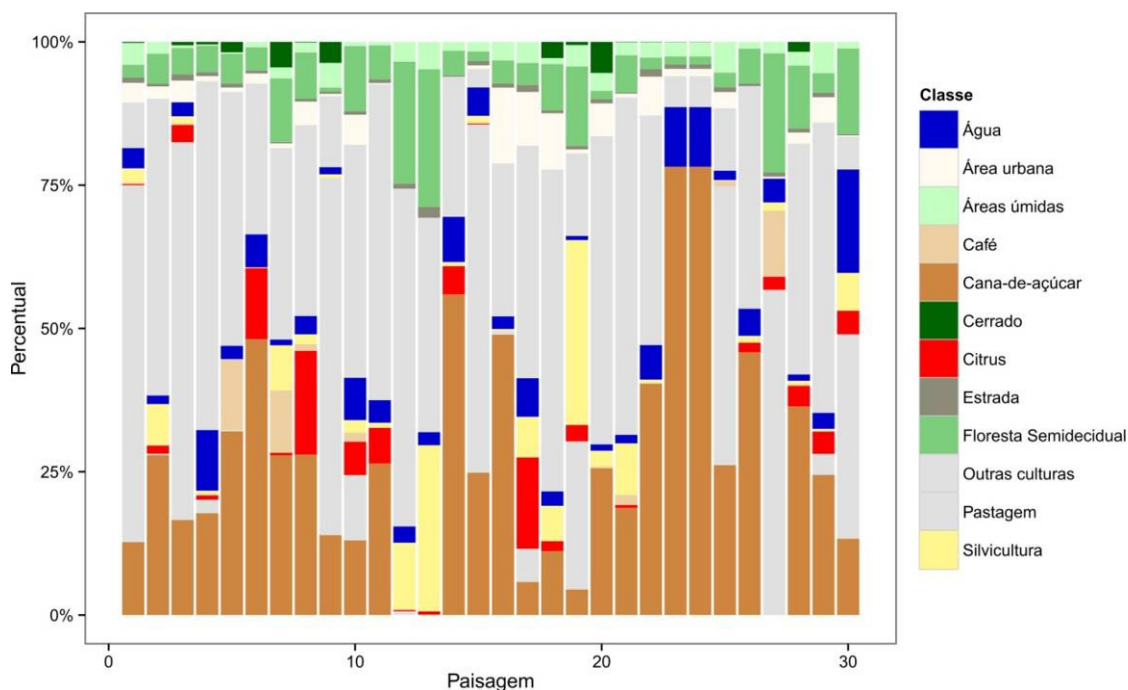


Figura 3.1 - Percentual de cada classe de uso e cobertura da terra estimado em cada paisagem a partir de dados de sensoriamento remoto, interior do Estado de São Paulo, Brasil.

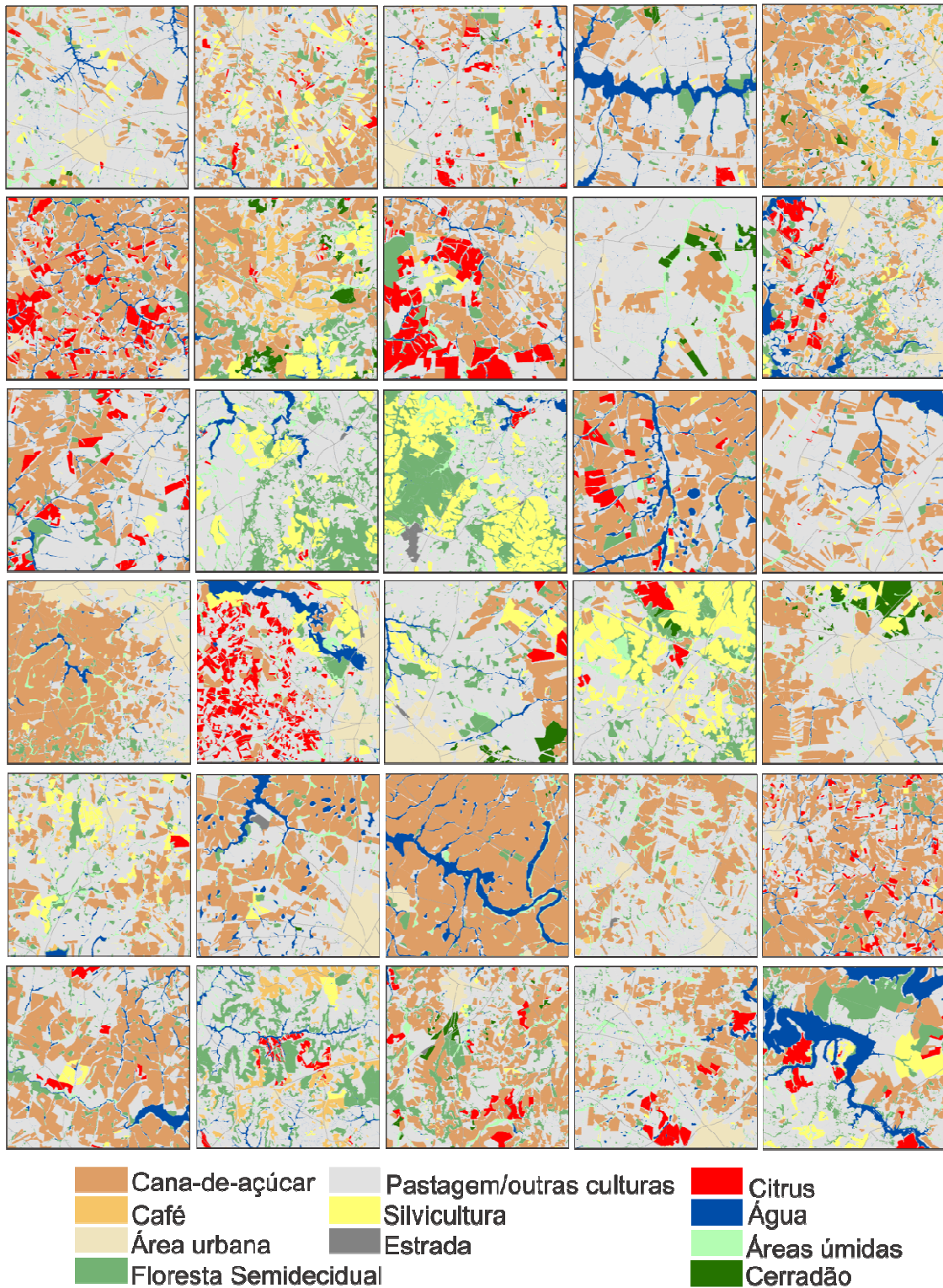


Figura 3.2 - Diferentes classes de uso e cobertura da terra identificadas a partir de dados de sensoriamento remoto para paisagens do interior do Estado de São Paulo, Brasil. As primeiras paisagens da esquerda para a direita correspondem às paisagens de 1 a 5, respectivamente.

Foram identificados no levantamento de campo 3.230 pontos de diferentes tipos de vegetação nativa. Entre as áreas observadas, 19% dos pontos foram de áreas de Cerrado e os demais pontos foram de áreas úmidas e de floresta semidecidual e decidual em diferentes estágios de sucessão, sendo que 90,38% destas áreas foram classificadas em estágio inicial ou médio de sucessão. O tamanho médio dos fragmentos de vegetação nativa identificados nas paisagens foi de 3 hectares, sendo que o tamanho da maior área de floresta mapeada foi de 3.330 hectares. A Figura 3.3 apresenta a distribuição dos tamanhos de fragmentos, expresso em escala logarítmica, em que, valores negativos referem-se a fragmentos menores que 1 hectare.

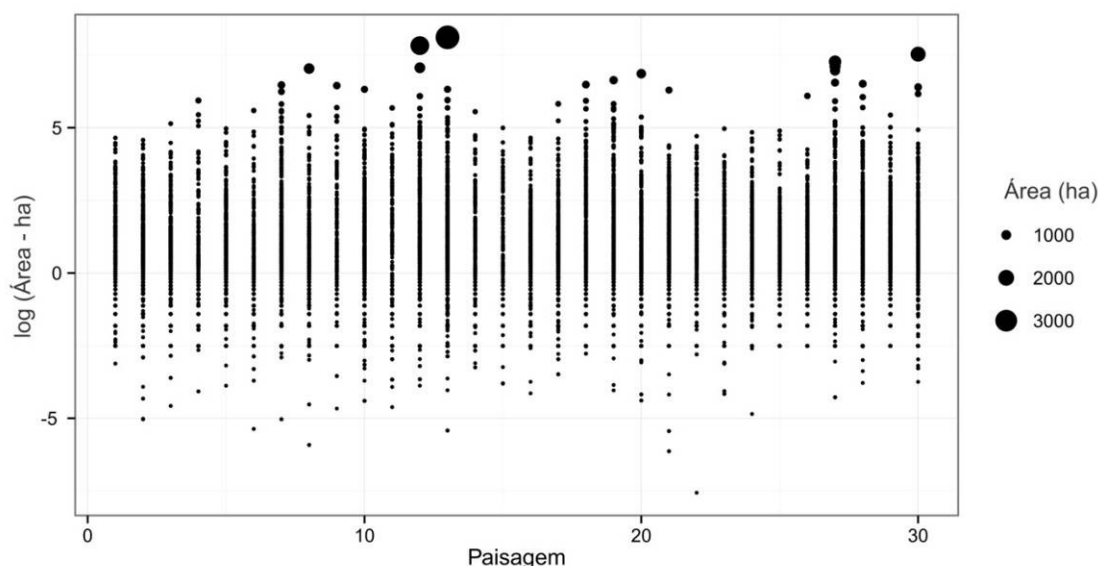


Figura 3.3 - Área dos fragmentos de vegetação natural em cada uma das paisagens, incluindo áreas de Cerrado, áreas úmidas e de floresta semidecidual e decidual em paisagens do interior do Estado de São Paulo, Brasil.

### 3.2. Habitat preferencial em função dos diferentes grupos funcionais de mamíferos

O percentual de habitat preferencial para os diferentes grupos funcionais variou entre as paisagens. O maior percentual de habitat preferencial observado foi para os grupos de habitat aberto e generalista para pequenos e grandes mamíferos. Para esses grupos com requerimento de habitat florestal, o percentual mínimo e máximo de habitat preferencial disponível nas paisagens foi de 4% e 28%, respectivamente (Figura 3.4 e Figura 3.5). Sendo que

somente oito paisagens apresentaram mais que 10% de habitat preferencial disponível para essas espécies.

Para pequenos mamíferos de habitat aberto e generalista, 80% das paisagens apresentam mais que 10% de habitat preferencial disponível. Sendo que o percentual mínimo e máximo de habitat preferencial foi de 2% e 81% e 3% e 91%, respectivamente (Figura 3.4). Desta forma, as espécies menos dependentes de habitat florestal tem 61% a mais de habitat disponível nas paisagens analisadas.

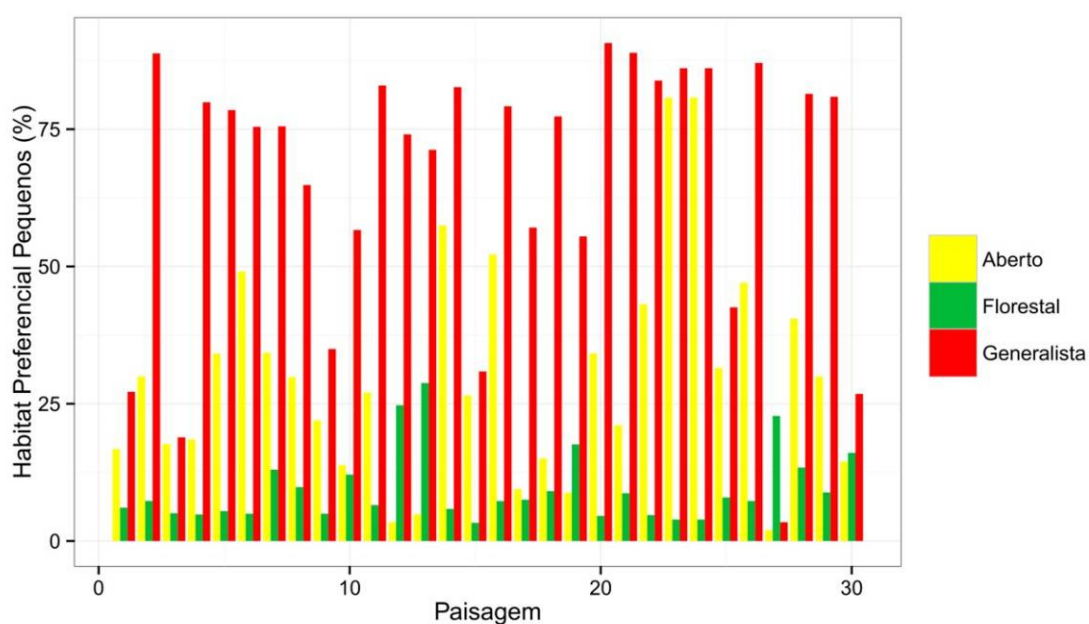


Figura 3.4 - Porcentagem de habitat preferencial disponível em cada paisagem para grupos funcionais de pequenos mamíferos, com diferentes requerimentos de habitat.

Para grandes mamíferos com requerimento de habitat aberto e generalista o percentual mínimo de habitat preferencial nas paisagens foi de 8%, sendo que 83% das paisagens observadas (N=25) apresentam mais que 10% de habitat preferencial disponível. O maior percentual de habitat disponível para esses grupos foi de 83% e 96%, respectivamente (Figura 3.5). Para grandes mamíferos que não têm o habitat preferencial associado à estruturas florestais, as paisagens têm 67% a mais de habitat disponível.

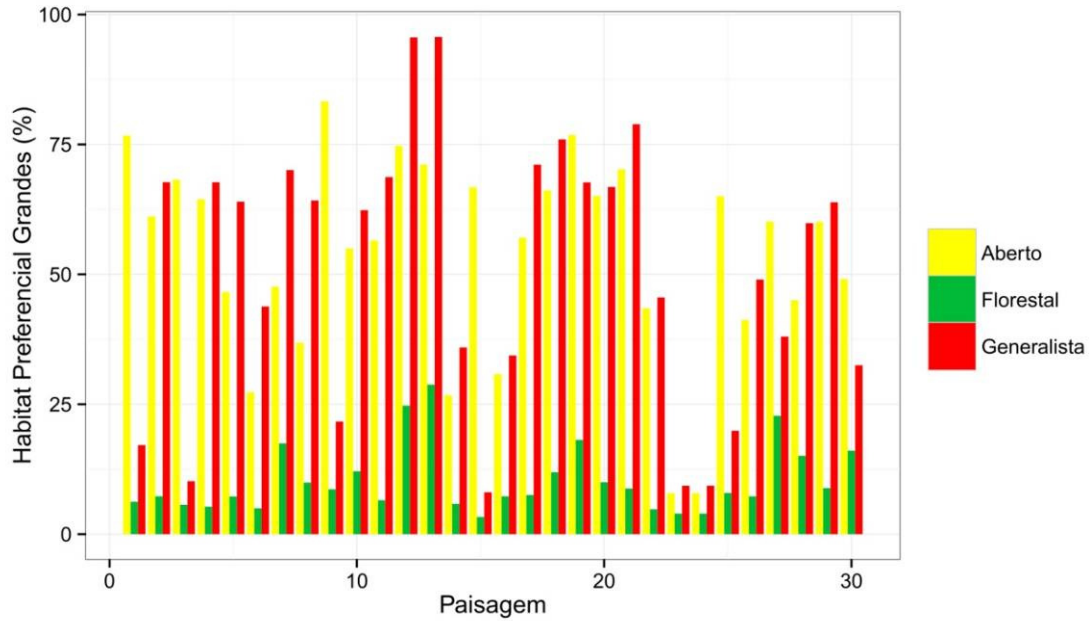


Figura 3.5 - Porcentagem de habitat preferencial disponível em cada paisagem para grupos funcionais de grandes mamíferos, com diferentes requerimentos de habitat.

### 3.3. Simulações de corredores ecológicos e nível de heterogeneidade da paisagem

Entre as paisagens foram identificados 358 fragmentos de vegetação natural com área igual ou superior a 70 hectares que corresponderam a *source - target* e foram conectados por corredores ecológicos a partir das simulações. O número e o tamanho dos fragmentos selecionados variaram em cada paisagem, sendo que as paisagens localizadas na região sul do Estado concentraram o maior número e os maiores fragmentos para a conexão (Figura 3.6).

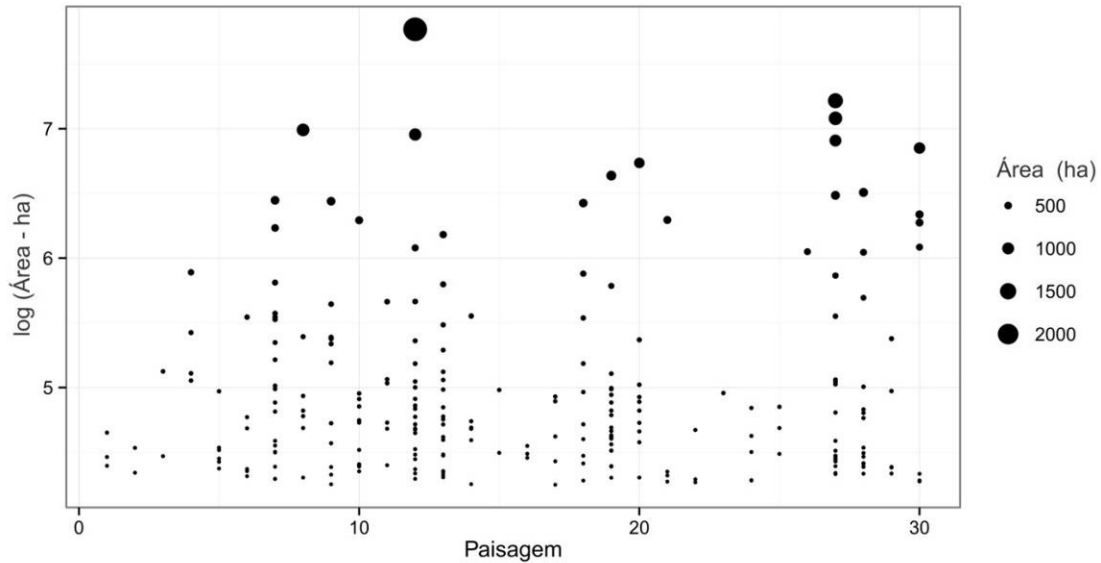


Figura 3.6 - Número e tamanho de cada *source - target* que foi conectado a partir de corredores ecológicos em cada paisagem.

O número de pares de fragmentos entre as paisagens variou de 2 a 561 pares, totalizando 3.245 corredores simulados por paisagem para cada grupo funcional e diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem. As simulações foram realizadas durante o período de 4 meses, em que, foram utilizados computadores do tipo Desktop, além de diversos computadores do tipo *Virtual Machine* (VM) disponibilizados pelos serviços da *Cloud Computing/Azure* da *Microsoft*. O total de simulações de corredores ecológicos foi de aproximadamente 6 milhões, considerando 540 diferentes matrizes de resistência. Como se pode observar na Figura 3.7 os corredores gerados, apresentaram diferenças de acordo com o nível de heterogeneidade das paisagens e da superfície de resistência simulados.

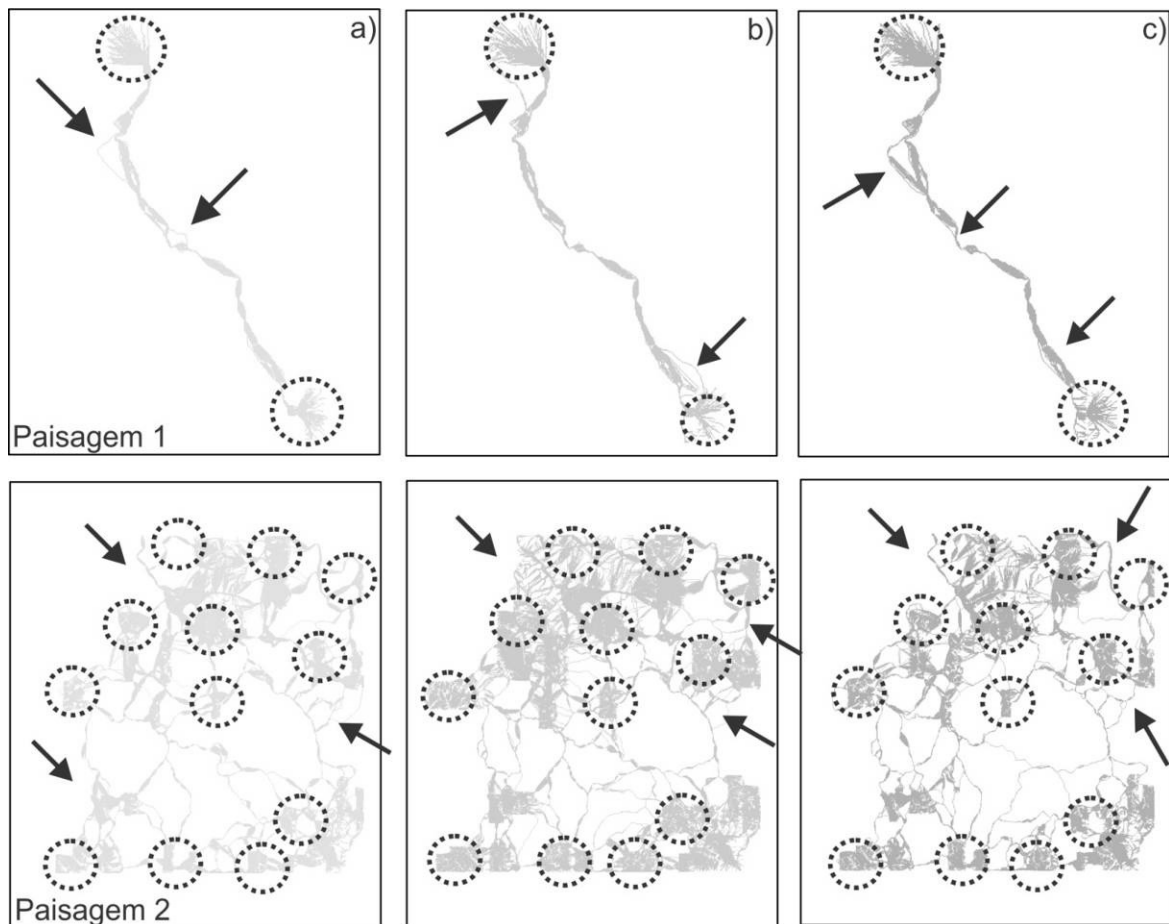


Figura 3.7 - Corredores ecológicos funcionais para pequenos mamíferos com requerimento de habitat florestal, simulados para duas paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade e pares de fragmentos; (a) paisagens com baixa heterogeneidade; (b) paisagens com média heterogeneidade e (c) paisagens com alta heterogeneidade. Os círculos indicam os fragmentos que foram conectados pelos corredores e as setas indicam as diferenças entre as rotas dos corredores simulados.

Para cada par de corredores foram estimadas medidas de conectividade, da permeabilidade da matriz e de porcentagem habitat preferencial para cada grupo funcional. Os valores de  $R^2$  das regressões para a conectividade, em função da permeabilidade e da porcentagem de habitat preferencial, e para cada nível de heterogeneidade da paisagem foram calculados e são apresentados na Figura 3.8. Como esperado, os resultados demonstraram que há diferenças entre os valores de conectividade e permeabilidade estimados a partir de paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade e para os

diferentes grupos funcionais de espécies. Os maiores valores de  $R^2$  estimados foram encontrados, majoritariamente, para paisagens de média a alta heterogeneidade, evidenciando o maior poder explicativo, os melhores ajustes e a identificação de padrões entre as variáveis estimadas a partir de paisagens de média a alta heterogeneidade.

As diferenças entre os corredores gerados a partir de paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade também pode ser observada espacialmente a partir dos corredores gerados (Figura 3.7). Entretanto, são necessárias análises mais robustas para avaliar a magnitude destas diferenças espaciais.

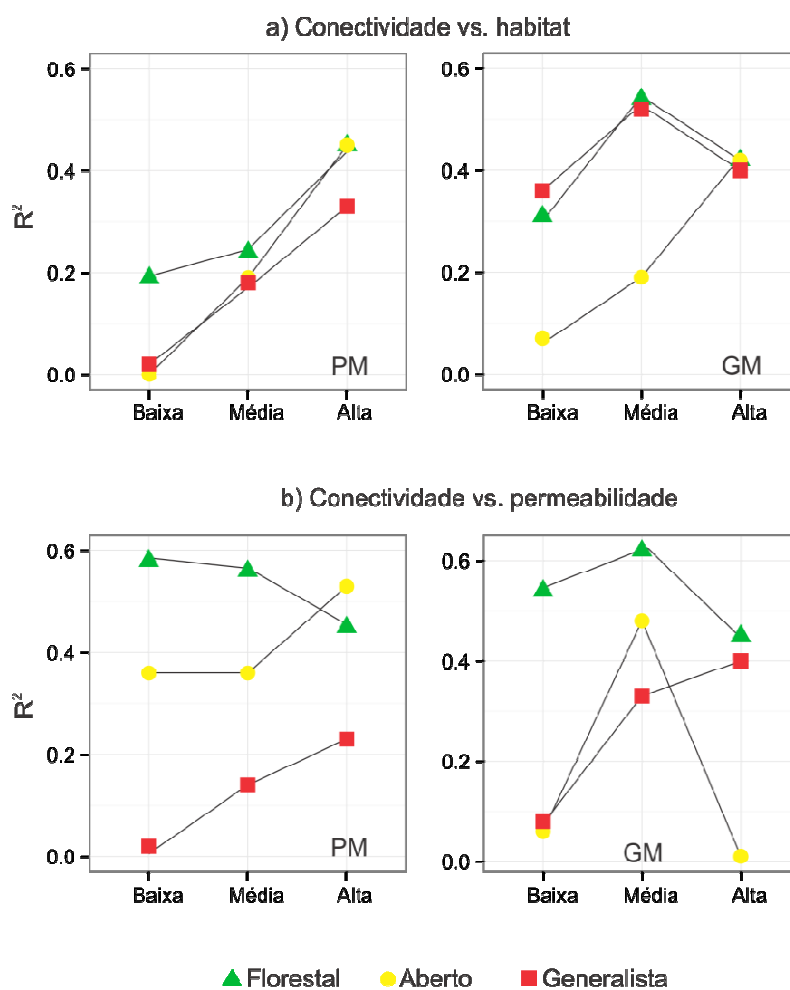


Figura 3.8 - Coeficientes de determinação ( $R^2$ ) representando o poder explicativo do percentual de habitat (a) e da permeabilidade da paisagem (b) para diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem para pequenos (PM) e grandes mamíferos (GM).



Na Figura 3.9 são apresentados somente os modelos que apresentaram os melhores ajustes para cada nível de heterogeneidade da paisagem e diferentes grupos funcionais de pequenos mamíferos. Para todas as relações o modelo de regressão *piecewise* não foi significativo, *i.e.*,  $p > 0,05$ . Os modelos com melhores resultados que foram vencedores no *bootstrap* foram o GLM e o GAM para todos os grupos funcionais.

As melhores relações entre conectividade e percentual de habitat, considerando os valores do *p-value* e do  $R^2$  foram obtidas para paisagens com alta heterogeneidade utilizando o modelo mais complexo – GAM (Tabela 3.1). Para espécies com requerimento de habitat aberto a relação foi significativa somente quando os valores de conectividade da paisagem foram obtidos a partir de paisagens com alta heterogeneidade.

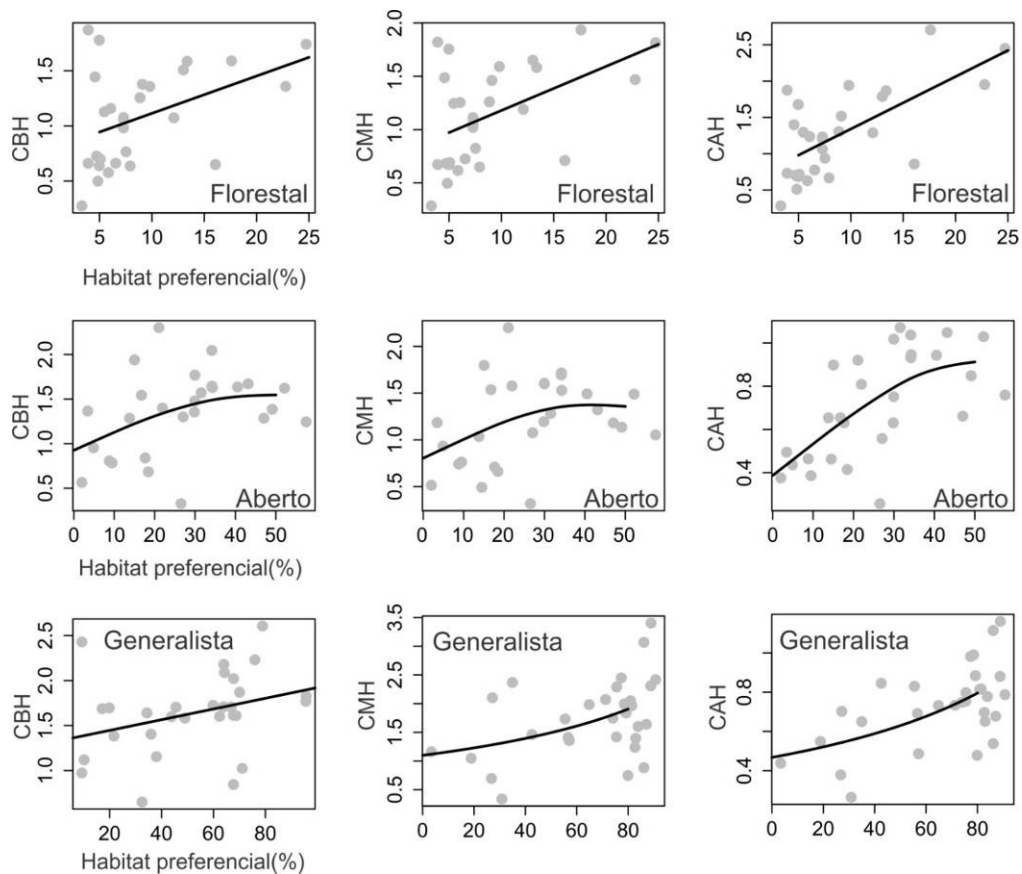


Figura 3.9 - Relação entre percentual de habitat preferencial e conectividade da paisagem para pequenos mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade.

Para pequenos mamíferos a relação entre conectividade e permeabilidade da paisagem foi significativa para todos os grupos funcionais (Figura 3.10). O modelo piecewise foi significativo ( $p\text{-value} = 0,002$ ) quando foram observadas as estimativas de conectividade da paisagem para espécies de habitat florestal em paisagens de baixa heterogeneidade, com breakpoint identificado a partir de valores de permeabilidade da paisagem de aproximadamente 3.

Para os demais grupos, os modelos que apresentaram os melhores ajustes e que foram vencedores a partir do *bootstrap* foram o GLM e o GAM. Concordando com as hipóteses testadas neste trabalho, os resultados demonstraram que para espécies com requerimento de habitat florestal os

melhores ajustes foram obtidos a partir de paisagens com baixa heterogeneidade, ao contrário do que ocorreu quando o percentual de habitat foi a variável explanatória. Para os outros grupos, os melhores ajustes foram observados a partir de paisagens com alta heterogeneidade, como ocorreu para o percentual de habitat.

Para espécies com requerimento de habitat aberto e generalista a amplitude dos valores de permeabilidade da paisagem diminuiu à medida que a heterogeneidade da paisagem aumentou. Para espécies de habitat florestal o comportamento foi inverso, para paisagens mais heterogêneas a amplitude dos valores de permeabilidade da paisagem foi maior (Figura 3.10).

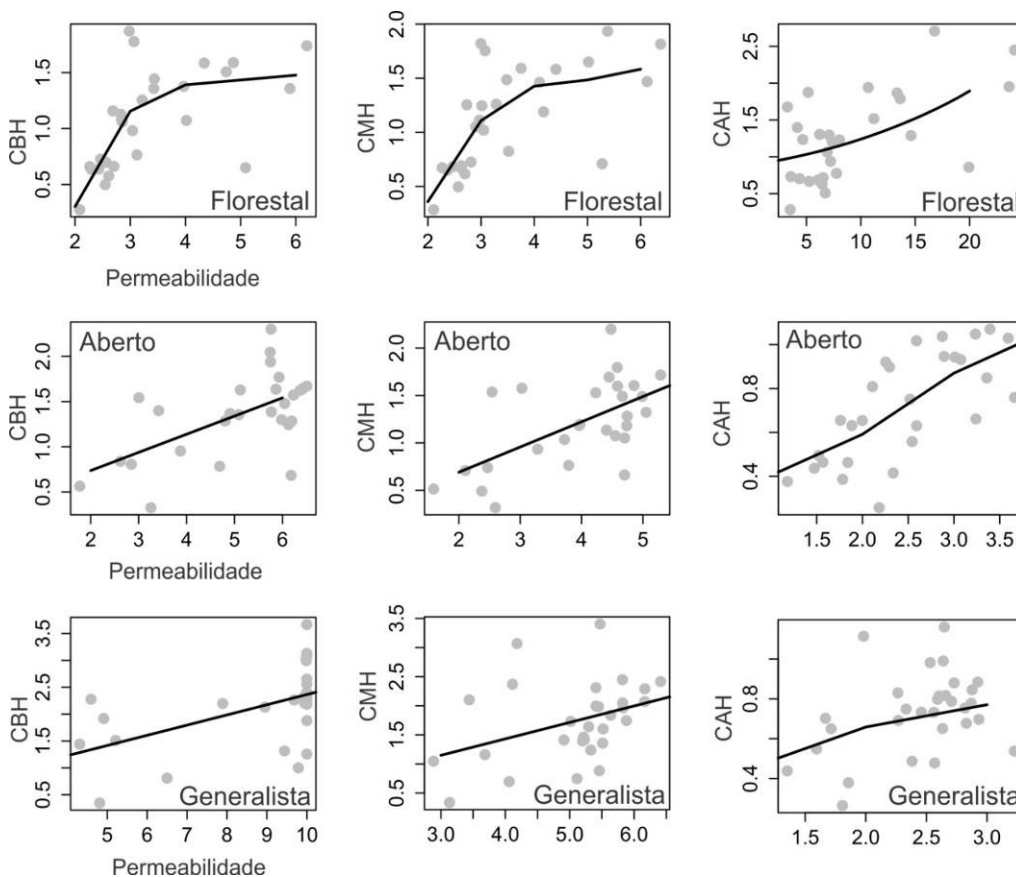


Figura 3.10 - Relação entre permeabilidade e conectividade da paisagem para pequenos mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade.

Para grandes mamíferos, a relação entre conectividade e percentual de habitat preferencial da paisagem foi ajustada para todos os grupos a partir dos modelos GAM (Figura 3.11). As análises de regressão *piecewise* não foram significativas para nenhum dos grupos. Para espécies florestais para todos os níveis de heterogeneidade da paisagem os modelos foram significativos. Sendo que os melhores ajustes foram obtidos a partir de paisagens com média a alta heterogeneidade (Tabela 3.2).

Para espécies de habitat aberto, a relação conectividade vs. habitat preferencial foi significativa apenas para paisagens de média a alta heterogeneidade, evidenciando o mesmo comportamento quando os valores foram observados para pequenos mamíferos. Entretanto, para espécies generalistas os melhores resultados foram obtidos a partir de paisagens de média heterogeneidade.

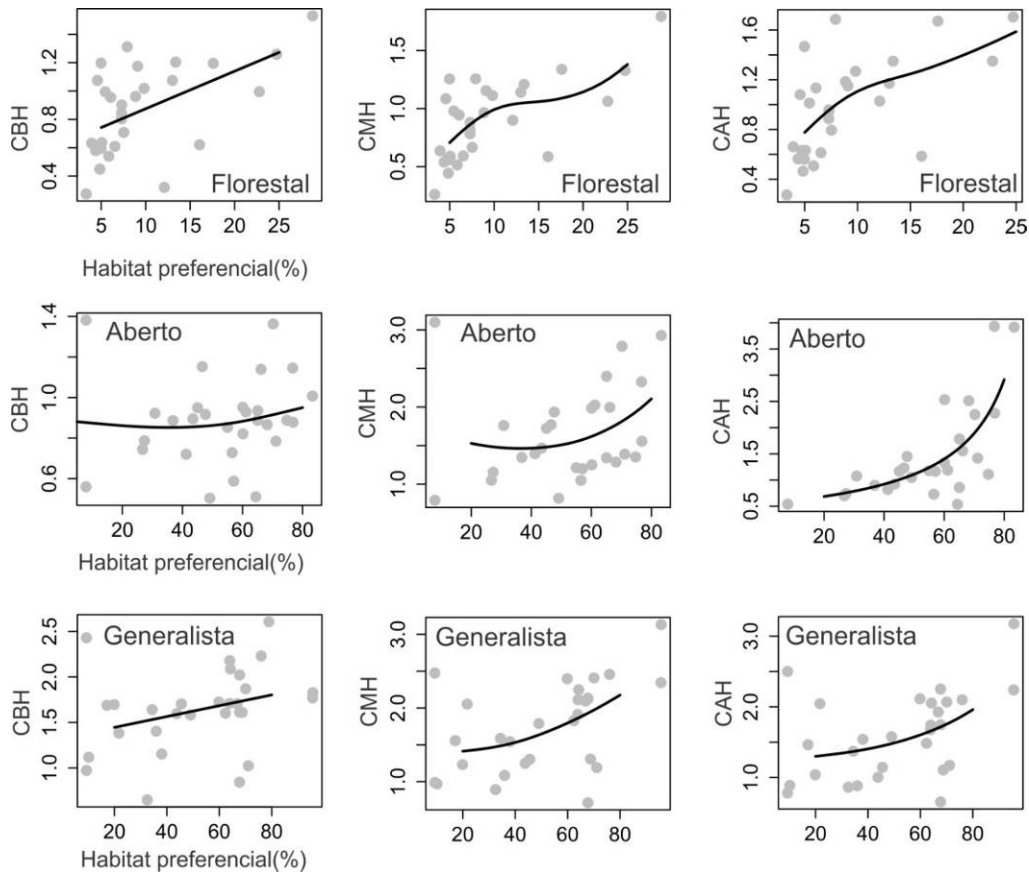


Figura 3.11 - Relação entre percentual de habitat preferencial e conectividade da paisagem para grandes mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; (a) espécies com requerimento de habitat florestal; (b) espécies com requerimento de habitat aberto e (c) espécies com requerimento de habitat generalista. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade.

O modelo *piecewise* também foi significativo quando foram observados os valores conectividade vs. permeabilidade da paisagem a partir de paisagens com baixa heterogeneidade ( $p\text{-value} = 0,05$ ). Entretanto, para os demais grupos de grandes mamíferos os modelos GLM e GAM apresentaram os melhores resultados (Figura 3.12).

Para as espécies com requerimento de habitat florestal os melhores ajustes foram obtidos para paisagens de média a alta heterogeneidade. Sendo que para espécies com requerimento de habitat aberto e generalista, os modelos

foram significativos apenas para paisagens de média a alta heterogeneidade, os melhores valores de  $R^2$  foram obtidos a partir de paisagens com média heterogeneidade (Tabela 3.2).

Esses resultados não foram observados para pequenos mamíferos, que mesmo com os melhores ajustes a partir de paisagens com alta heterogeneidade, os modelos foram significativos para todos os níveis de heterogeneidade da paisagem. A amplitude dos valores de permeabilidade da paisagem aumentou conforme aumentou o nível de heterogeneidade da paisagem.

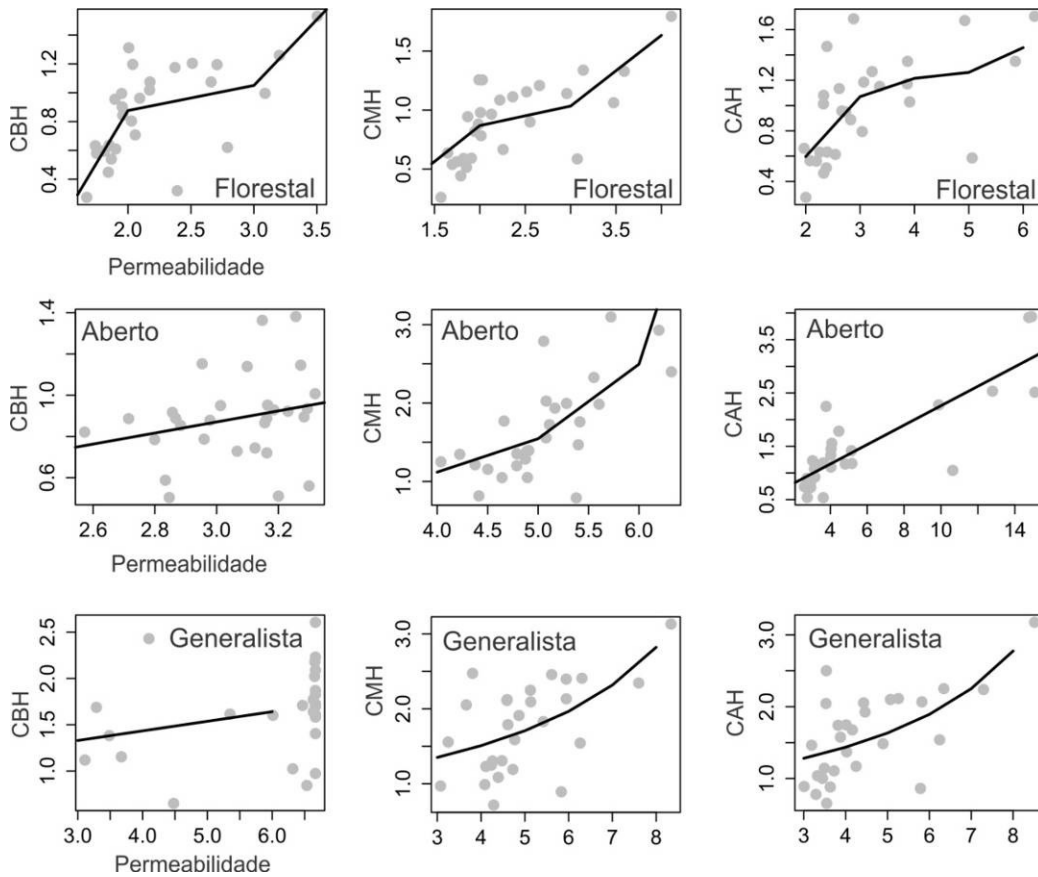


Figura 3.12 - Relação entre permeabilidade e conectividade da paisagem para grandes mamíferos com diferentes requerimentos de habitat e paisagens com diferentes níveis de heterogeneidade; (a) espécies com requerimento de habitat florestal; (b) espécies com requerimento de habitat aberto e (c) espécies com requerimento de habitat generalista. CBH: conectividade em paisagens de baixa heterogeneidade; CMH: conectividade em paisagens de média heterogeneidade e CAH: conectividade em paisagens de alta heterogeneidade.

### 3.4. Efeito dos modelos: conectividade vs. permeabilidade e percentual de habitat da paisagem

Na Tabela 3.1 são apresentados os resultados dos  $\Delta_i$  gerados a partir do *bootstrap*, em que, foram avaliadas as relações entre a conectividade em função da permeabilidade e da porcentagem de habitat, para os pequenos mamíferos com diferentes requerimentos de habitat. Pode-se concluir que para espécies com requerimento de habitat florestal o melhor modelo foi conectividade vs. permeabilidade da paisagem para paisagens de baixa e

média heterogeneidade. Enquanto, que para paisagens com alta heterogeneidade, o melhor modelo foi conectividade vs. percentual de habitat preferencial.

Para espécies com requerimento de habitat aberto o modelo conectividade vs. permeabilidade da paisagem foi o melhor para paisagens de baixa e média heterogeneidade. Em paisagens heterogêneas os dois modelos foram plausíveis para explicar os padrões ( $\Delta_i < 2$ ). Entretanto, o modelo com maior peso de evidência e vencedor pelo *bootstrap*, também foi conectividade vs. permeabilidade da paisagem. Para o grupo generalista os resultados demonstraram que em paisagens de baixa e média heterogeneidade os dois modelos foram vencedores. Para paisagens de alta heterogeneidade o percentual de habitat da paisagem foi o modelo vencedor, com o maior peso de evidência e os melhores resultados no *bootstrap*.

Todavia, esses resultados variaram quando foram observados para médios e grandes mamíferos. Para espécies com requerimento florestal, em paisagens de baixa e média heterogeneidade, o modelo vencedor foi conectividade vs. permeabilidade. Enquanto que para paisagens de alta heterogeneidade os dois modelos foram vencedores ( $\Delta_i < 2$ ).

Para espécies de habitat aberto, em paisagens de baixa heterogeneidade, os modelos não foram significativos. Em paisagens de média a alta heterogeneidade, os modelos vencedores foram conectividade vs. permeabilidade e conectividade vs. habitat preferencial, respectivamente (Tabela 3.2). Para as espécies com requerimento de habitat generalista, todos os modelos foram significativos. Para paisagens de baixa e média heterogeneidade os dois modelos, conectividade vs. habitat preferencial e permeabilidade foram melhores. A partir de paisagens heterogêneas apenas o modelo conectividade vs. permeabilidade foi vencedor.



Tabela 3.1 - Modelos simulados para diferentes grupos funcionais de pequenos mamíferos. Os valores de conectividade (variável resposta) foram obtidos para cada nível de heterogeneidade da paisagem, em função da permeabilidade e do percentual de habitat da paisagem. Para cada modelo são apresentados os valores do p-value e da significância, do coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), AICc ajustado para pequenas amostras, os valores do delta AIC, os valores dos graus de liberdade (*degrees of freedom*), os valores de evidência de cada modelo ( $\omega_i$ ) e o número de vezes que cada modelo foi vencedor ( $\pi_i$ ). Os melhores modelos estão destacados na cor cinza. Os valores de significância correspondem a 0 ‘\*\*\*’ 0,001 ‘\*\*’ 0,01 ‘\*’ 0,05 ‘.’ 0,1 ‘ ’ 1

Modelo	Habitat Florestal						
	p-value	$R^2$	AICc	df	$\Delta_i$	$\omega_i$	$\pi_i$
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,001***	0,58	21,70	5,28	0,00	1,00	0,96
Conectividade vs. Habitat	0,022*	0,19	33,60	3,00	11,90	0,00	0,04
Nulo	0,36	0,03	38,40	3,00	16,70	<0,001	0,00
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000***	0,56	25,20	4,75	0,00	0,99	0,93
Conectividade vs. Habitat	<<0,007**	0,24	35,30	3,00	10,10	0,01	0,06
Nulo	0,90	0,00	43,10	3,00	17,80	<0,001	0,00
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Habitat	<<0,001***	0,45	40,30	3,00	0,00	0,91	0,52
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,005**	0,37	44,90	3,18	4,60	0,09	0,47
Nulo	<<0,000***	0,02	56,40	3,00	16,10	<0,001	0,01
Modelo	Habitat Aberto						
	p-value	$R^2$	AICc	df	$\Delta_i$	$\omega_i$	$\pi_i$
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000***	0,36	29,40	3,00	0,00	0,97	0,94
Conectividade vs. Habitat	<<0,055 .	0,00	36,80	3,00	7,40	0,02	0,05
Nulo	0,19	0,07	37,60	3,00	8,20	0,01	0,01
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000***	0,36	28,60	3,00	0,00	0,99	0,78
Conectividade vs. Habitat	0,11	0,19	37,30	3,70	8,70	0,01	0,21
Nulo	0,49	0,02	40,70	3,00	12,10	0,00	0,01
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000***	0,53	-9,50	3,78	0,00	0,69	0,65
Conectividade vs. Habitat	<<0,000***	0,45	-7,80	3,87	1,60	0,31	0,35
Nulo	0,88	0,00	6,50	3,00	16,00	<0,001	0,00
Modelo	Habitat Generalista						
	p-value	$R^2$	AICc	df	$\Delta_i$	$\omega_i$	$\pi_i$
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,003**	0,02	61,33	3,00	0,00	0,56	0,55
Conectividade vs. Habitat	<<0,004**	0,02	61,80	3,00	0,50	0,44	0,42
Nulo	0,67	0,01	70,30	3,00	9,10	0,01	0,04
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	0,039*	0,14	63,40	3,00	0,00	0,57	0,59
Conectividade vs. Habitat	0,034 *	0,18	64,30	3,00	0,90	0,36	0,39
Nulo	0,64	0,01	68,00	3,00	4,60	0,05	0,01
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	0,078.	0,23	-7,60	3,86	6,50	0,03	0,46
Conectividade vs. Habitat	<<0,001**	0,33	-14,10	3,00	0,00	0,95	0,53

Tabela 3.2 - Modelos simulados para diferentes grupos funcionais de grandes mamíferos. Os valores de conectividade (variável resposta) foram obtidos para cada nível de heterogeneidade da paisagem, em função da permeabilidade e do percentual de habitat da paisagem. Para cada modelo são apresentados os valores do p-value e da significância, do coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), AICc ajustado para pequenas amostras, os valores do delta AIC, os valores dos graus de liberdade (*degrees of freedom*), os valores de evidência de cada modelo ( $\omega_i$ ) e o número de vezes que cada modelo foi vencedor ( $\pi_i$ ). Os melhores modelos estão destacados na cor cinza. Os valores de significância correspondem a 0 \*\*\*\* 0,001 \*\*\* 0,01 \*\* 0,05 \* 0,1 . 1

Modelo	Habitat Florestal						
	p-value	R <sup>2</sup>	AICc	Df	Δi	ω <sub>i</sub>	π <sub>i</sub>
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	0,05.	0,54	4,70	5,00	0,00	0,92	0,83
Conectividade vs. Habitat	<<0,001 **	0,31	10,90	3,00	6,30	0,07	0,17
Nulo	0,79	0,00	21,40	3,00	16,70	<0,001	0,00
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000 ***	0,62	4,90	6,54	0,00	0,90	0,87
Conectividade vs. Habitat	<<0,000 ***	0,54	9,20	4,86	4,40	0,10	0,13
Nulo	0,23	0,05	24,90	3,00	20,00	4,86	0,00
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,003 **	0,45	21,70	4,60	0,00	0,51	0,57
Conectividade vs. Habitat	<<0,00 **	0,42	21,80	4,18	0,10	0,49	0,42
Nulo	0,60	0,01	33,40	3,00	11,70	0,00	0,01
Modelo	Habitat Aberto						
	p-value	R <sup>2</sup>	AICc	Df	Δi	ω <sub>i</sub>	π <sub>i</sub>
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	0,20	0,06	-2,90	3,00	0,00	0,47	0,25
Conectividade vs. Habitat	0,70	0,07	-1,50	3,44	1,40	0,23	0,51
Nulo	0,28	0,04	-2,00	3,00	0,90	0,30	0,23
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000 ***	0,48	35,50	3,00	0,00	1,00	0,92
Conectividade vs. Habitat	0,18	0,19	50,10	3,84	14,60	<0,001	0,08
Nulo	0,42	0,02	57,10	3,00	21,60	<0,001	0,00
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Habitat	<<0,000 ***	0,42	39,10	3,00	0,00	0,91	0,21
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000 ***	0,01	43,80	3,00	4,70	0,09	0,79
Nulo	0,24	0,05	77,40	3,00	38,70	<0,001	0,00
Modelo	Habitat Generalista						
	p-value	R <sup>2</sup>	AICc	Df	Δi	ω <sub>i</sub>	π <sub>i</sub>
<b>Baixa heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	0,14	0,08	39,90	3,00	0,90	0,33	0,58
Conectividade vs. Habitat	0,082 .	0,36	39,00	3,00	0,00	0,52	0,40
Nulo	0,37	0,03	41,50	3,00	2,40	0,15	0,02
<b>Média heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,002 **	0,33	48,20	3,00	0,10	0,49	0,65
Conectividade vs. Habitat	<<0,011 *	0,52	48,10	3,72	0,00	0,51	0,34
Nulo	0,64	0,01	56,90	3,00	8,70	0,01	0,01
<b>Alta heterogeneidade</b>							
Conectividade vs. Permeabilidade	<<0,000 ***	0,40	44,60	3,00	0,00	0,88	0,71
Conectividade vs. Habitat	0,072 .	0,40	48,70	3,46	4,10	0,12	0,26
Nulo	0,51	0,02	57,00	3,00	12,40	0,00	0,03

## **4 DISCUSSÃO**

### **4.1. Habitat preferencial: a influência da matriz**

As classes de uso e cobertura da terra identificadas foram as mesmas descritas por outros trabalhos que analisaram a ocupação da Mata Atlântica e o uso e a abundância de mamíferos nas matrizes da região, confirmando o predomínio das matrizes de pastagem e de culturas anuais (DURIGAN et al., 2007; NASSAR et al., 2008; RIBEIRO et al., 2011; GHELER-COSTA et al., 2012). A cana-de-açúcar também teve área representativa em todas as paisagens (Figura 4.1), característica que está associada à recente expansão da cultura, a partir do ano de 2005, substituindo principalmente as áreas de pastagem e de culturas anuais (ADAMI et al., 2012). Algumas matrizes predominaram nas paisagens (Figura 4.1), característica que está associada às zonas tradicionais de cultivo. As paisagens com maior percentual de pastagem e de cana-de-açúcar estão localizadas na região oeste, centro norte e extremo oeste do estado, que são áreas tradicionais desses cultivos ou de expansão recente de cana-de-açúcar, respectivamente (RUDORFF et al., 2010).

Desta forma, mesmo que tenham sido considerados diferentes níveis de heterogeneidade da paisagem, a distribuição espacial dos cultivos em zonas tradicionais tornaram as paisagens estruturalmente e funcionalmente mais homogêneas. Tal característica interfere na diversidade e na abundância das espécies, uma vez que, essas estão associadas ao tipo e à qualidade do habitat (GHELER-COSTA et al., 2006). O tipo de cobertura da terra está relacionado com os requerimentos particulares das espécies ou de grupos de espécies (FAHRIG et al., 2011), que neste caso, podem favorecer principalmente a permanência de espécies generalistas e oportunistas, que são aquelas têm alta capacidade de adaptação a ambientes alterados e têm alta disponibilidade de recursos a partir destas matrizes.

	Cana					Silvicultura				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
	12.73	27.89	16.59	17.79	32.06	2.48	7.08	1.22	0.60	0.04
5+	48.14	27.88	27.99	13.97	13.04	0.05	7.86	1.70	0.65	2.19
10+	26.44	0.00	0.11	55.95	24.85	0.84	11.71	28.98	0.73	1.12
15+	48.92	5.78	11.16	4.47	25.63	0.36	7.07	6.16	32.27	2.74
20+	18.70	40.39	78.23	26.16	49.36	8.99	0.66	0.00	0.14	0.48
25+	45.86	0.00	36.39	24.48	13.33	1.20	1.43	0.64	0.33	6.58
	Citrus					Café				
	0.21	1.43	3.02	0.77	0.00	0.26	0.17	0.29	0.23	12.38
5+	12.38	0.43	18.13	0.00	5.81	0.11	10.89	1.17	0.00	1.60
10+	6.22	0.25	0.54	4.92	0.16	0.05	0.00	0.00	0.00	0.24
15+	0.00	15.96	1.75	2.86	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.30
20+	0.51	0.00	0.00	0.01	4.20	1.75	0.03	0.00	0.93	0.10
25+	1.68	2.29	3.60	3.91	4.14	0.00	11.53	0.24	0.14	0.00
	Outras culturas					Pastagem				
	7.95	51.77	0.00	60.85	44.31	62.26	0.24	65.90	2.32	0.17
5+	26.30	33.40	33.31	12.39	40.66	0.00	0.00	0.00	62.29	11.39
10+	55.07	58.92	37.39	24.44	3.23	0.00	0.67	0.00	0.00	60.74
15+	26.68	40.55	56.14	14.42	53.78	0.56	5.78	0.00	25.82	0.00
20+	58.87	40.08	5.36	10.90	35.26	0.00	0.00	0.00	48.65	0.00
25+	38.82	0.00	40.28	50.63	5.73	0.00	56.74	0.00	3.65	35.65
	Áreas naturais					Água				
	6.24	7.30	5.66	5.29	7.26	3.53	1.50	2.43	10.59	2.32
5+	4.97	17.47	9.92	8.64	12.10	5.75	1.00	3.20	1.25	7.39
10+	6.54	24.73	28.78	5.85	3.31	3.94	2.83	2.29	7.89	4.96
15+	7.28	7.53	11.92	18.15	9.99	2.21	6.73	2.50	0.71	1.11
20+	8.78	4.78	3.96	7.92	4.37	1.50	6.02	10.41	1.64	4.54
25+	7.29	22.78	15.09	8.86	16.06	4.73	4.15	1.10	2.79	18.05
	Áreas urbanas					Estradas				
	3.42	2.14	3.79	0.89	0.75	0.91	0.49	1.10	0.69	0.70
5+	1.77	0.81	4.09	0.39	5.22	0.54	0.26	0.50	0.43	0.62
10+	0.25	0.00	0.00	0.00	0.59	0.65	0.89	1.91	0.23	0.80
15+	13.22	9.39	9.83	0.67	5.69	0.70	1.21	0.54	0.62	0.75
20+	0.65	6.75	1.29	2.82	0.97	0.25	1.29	0.75	0.84	0.72
25+	0.00	0.35	1.93	4.41	0.21	0.43	0.74	0.73	0.80	0.25

Figura 4.1 - Percentual de diferentes classes de uso e cobertura da terra para cada paisagem. A segunda linha de cada matriz representa a paisagem 6 (5+1), 7 (5+2), respectivamente. As cores mais quentes representam o maior percentual de cada classe em cada paisagem.

Além da perda da biodiversidade, as características intrínsecas às matrizes, como o tipo de manejo, a estrutura da vegetação e o ciclo fenológico, podem implicar em problemas de saúde pública, como ocorre em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, p. ex., em que, a alta abundância de pequenos roedores generalistas está relacionada com o aumento da incidência de casos de hantavírus, que é transmitido principalmente por roedores abundantes nos canaviais (GHELER-COSTA et al.; 2013 e ESTAVILLO et al.; 2013). Esses roedores são favorecidos pela disponibilidade de recurso e de abrigo, em um curto período de tempo favorável para o seu estabelecimento e reprodução.

Entretanto, extensas áreas ocupadas com a matriz de pastagem não são favoráveis à manutenção de populações de pequenos mamíferos e ao uso destas áreas pelos demais grupos. Isso ocorre, devido ao frequente pastoreio, que afugenta ou causa a morte dos indivíduos e a baixa cobertura da matriz, que aumenta o risco de predação nessas áreas (DOTTA & VERDADE, 2007; GHELER-COSTA et al., 2012).

O maior percentual de habitat disponível para as espécies com requerimento de habitat aberto e generalista indicou a intensa atividade agrícola, característica que vem sendo observada ao longo do tempo nessa região (DOTTA & VERDADE, 2007; LYRA-JORGE et al.; 2008; RIBEIRO et al., 2011). Além disso, matrizes como a cana-de-açúcar e outras culturas agrícolas foram associadas ao habitat preferencial destas espécies, devido ao registro abundante desses grupos e ao uso e à disponibilidade de recursos nessas matrizes. Vale ressaltar que essas áreas servem como uma extensão do habitat para essas espécies que não tem restrições quanto ao uso do habitat (GHELER-COSTA et al., 2006).

O máximo percentual de vegetação nativa em todas as paisagens foi menor que 30% (Figura 4.1), valor que também está associado à disponibilidade de habitat preferencial para espécies florestais que são sensíveis e altamente dependentes de coberturas arbóreas. Neste sentido, Metzger (2010) destaca que paisagens com valores baixos de cobertura nativa podem ainda, ter estruturas favoráveis para a conservação, no entanto, essas áreas de habitat devem estar agregadas para desempenhar algum papel ecológico nas

paisagens. De acordo com o limiar de fragmentação descrito por Andrén (1994), as paisagens analisadas podem ser classificadas exatamente no limiar crítico de fragmentação (30%) e abaixo dele. Sendo que, abaixo dessa quantidade de habitat, além da perda, a distribuição do habitat também exerce efeito sobre a redução populacional e a perda de diversidade biológica nas paisagens (METZGER, 2010; MARTENSEN et al. 2012).

Como o contexto espacial é particularmente importante para a manutenção das populações, foi realizada uma análise em múltiplas escalas para avaliar o grau de conservação no entorno das áreas naturais. Foi utilizada a abordagem multi-escala descrita por BOSCOLO & METZGER (2009), em que, foi estimada a porcentagem de vegetação no entorno dos fragmentos para 200, 400, 600 e 800 metros. A Figura 4.2 apresenta a porcentagem de vegetação natural calculada em diferentes distâncias no entorno dos fragmentos que foram conectados por corredores entre as paisagens analisadas. Esses resultados demonstram que mesmo a partir de menores distâncias essas paisagens não tem percentual de vegetação natural superior a 65%, indicando que essas áreas têm baixa capacidade para suportar diversidade (METZGER, 2010).

Em paisagens com percentual de habitat inferior a 30%, a maioria dos fragmentos encontrados são pequenos e estão isolados, sendo que essas áreas tendem a abrigar, majoritariamente, espécies empobrecidas. Ainda, para grupos de espécies que tem baixa capacidade de deslocamento, p.ex., *Leopardus pardalis* (LYRA-JORGE et al., 2010) e que não tem a habilidade para atravessar a matriz, o confinamento em pequenos e isolados fragmentos pode resultar na redução do tamanho das populações e afetar a persistência destas espécies nas paisagens (FAHRIG, 2003).

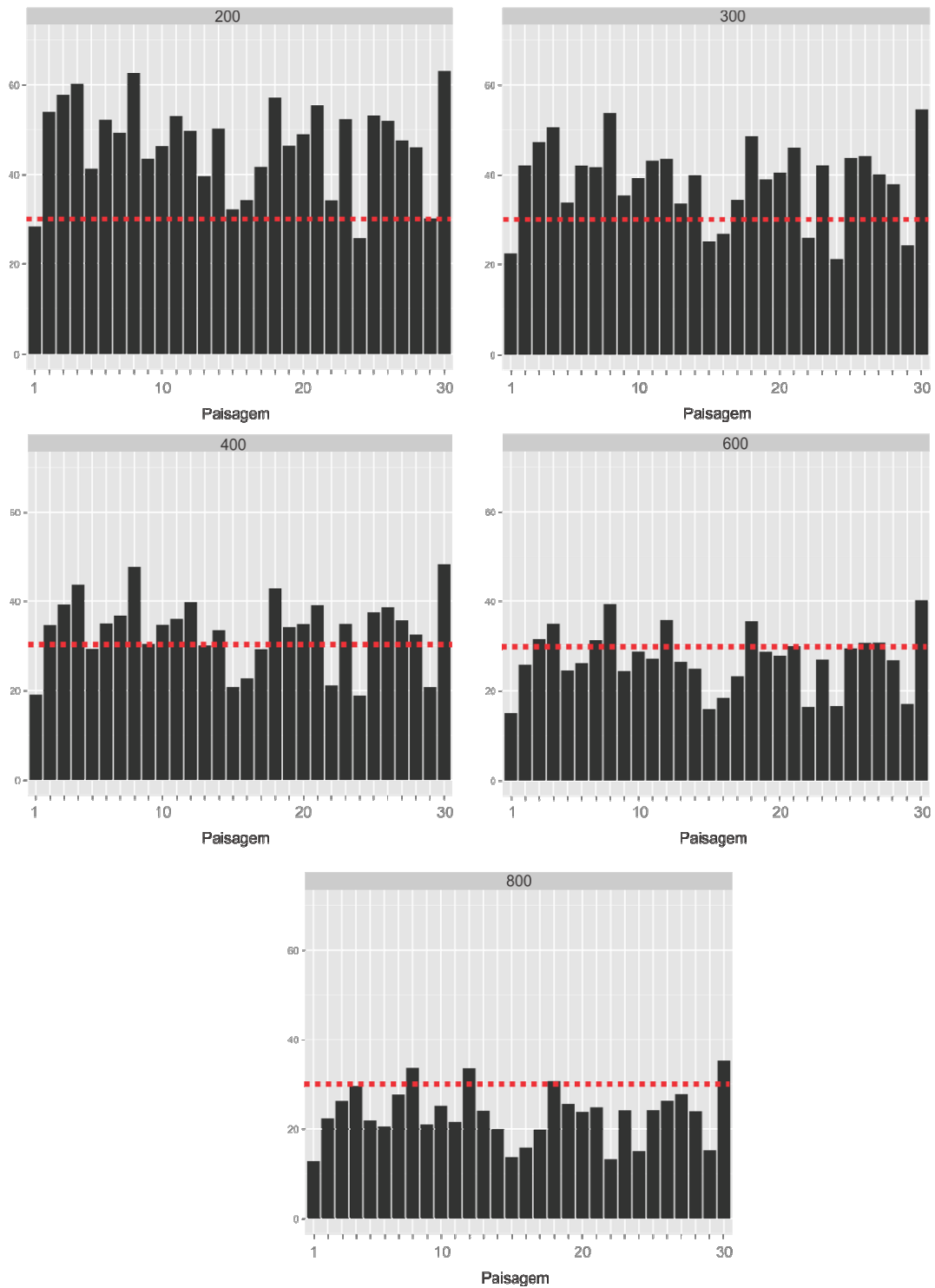


Figura 4.2 - Percentual de vegetação nativa (floresta semidecidual, cerrado e áreas ripárias) em distâncias de 200, 300, 400, 600 e 800 metros a partir dos fragmentos que foram conectados por corredores em cada paisagem (*source - target*). A linha vermelha tracejada indica o percentual de 30% de vegetação nativa em todas as paisagens a partir das diferentes distâncias.

As paisagens com maiores percentuais de vegetação nativa também concentraram os maiores fragmentos (Figura 3.3). Essas paisagens estão localizadas nas regiões sul e leste, no entorno da Serra do Mar, região biogeográfica que concentra o maior percentual de Mata Atlântica remanescente do Estado de São Paulo (RIBEIRO et al., 2009). Esses resultados estão associados às características fisiográficas das regiões, como declividade, orientação do relevo e precipitação que são desfavoráveis ao estabelecimento dos cultivos agrícolas (RIBEIRO et al., 2011). Essas áreas estão orientadas para o sudeste, com ângulo de orientação de vertentes de aproximadamente 135º, característica que influencia nos regimes térmico e hídrico e, conseqüentemente no desenvolvimento das culturas agrícolas (VALERIANO, 2008).

Além das características fisiográficas, os resultados mostraram que a silvicultura é a matriz predominante nessas paisagens. Evidenciando que esse sistema de produção pode ter maior contribuição para a manutenção da biodiversidade nessas paisagens, quando comparado com outros tipos de matrizes. Dessa forma pode-se considerar que estas matrizes com estrutura florestal permitem viabilizar o manejo ecológico dos agroecossistemas, e essas iniciativas podem ser feitas a partir do cumprimento da legislação ambiental, que prevê a conservação de fragmentos de floresta nativa, a conservação das florestas ripárias e das nascentes d'água (GARCIA et al., 2013). FONSECA et al. (2008) demonstraram que quando são realizados manejos ecológicos em plantios de espécies exóticas, como o pinus e o *eucalyptus* essas matrizes podem abrigar alta biodiversidade, entre espécies de mamíferos, aves, anfíbios e plantas.

O tamanho mínimo dos fragmentos que foram classificados como *source - target* foi de 70 hectares. Esse resultado pode estar relacionado com a melhor resolução espacial e, principalmente a técnica utilizada para identificar os ecossistemas ripários a partir de imagens de sensoriamento remoto (Rudorff et al., 2012) que considerou as características fisiográficas destas áreas. Em algumas paisagens, esses fragmentos estavam associados à áreas ripárias e acabaram formando um único fragmento para conexão. Devido a



funcionalidade destas áreas quando conectadas, estas áreas não foram separadas, pois representam nas paisagens reais uma extensão do habitat.

#### **4.2 Importância da heterogeneidade da paisagem**

A maioria das relações observadas entre as variáveis não foi linear, padrão característico de análises da paisagem (NEEL et al., 2004). Andrén (1994) descreve que principalmente, o tamanho do fragmento e o isolamento da paisagem não são linearmente relacionados com a proporção de habitat da paisagem, e que, na maioria das vezes, podem ser identificados limiares a partir destas relações.

Entretanto, o elevado grau de degradação das paisagens analisadas e os baixos percentuais de vegetação nativa não permitiram que fosse observado o comportamento de limiar esperado para os diferentes grupos funcionais (Figura 1.1). Para espécies de pequenos e grandes mamíferos que foram consideradas sensíveis, devido ao requerimento de habitat florestal, o percentual máximo de habitat estimado nas paisagens foi de 29 %. Pardini et al. (2010) e Estavillo et al. (2013) comprovaram a existência de limiares de biodiversidade para pequenos mamíferos com requerimento de habitat florestal da Mata Atlântica, identificando uma queda abrupta na abundância destas espécies em paisagens com cobertura florestal menor que 30%.

MARTENSEN et al. (2012), estudando a influência do tamanho, da conectividade e da porcentagem de habitat para aves florestais de sub-bosque, em ambientes de Mata Atlântica, observaram a riqueza decresce significativamente abaixo de 50% de cobertura florestal,. Os mesmos autores, entretanto, não encontram diferenças expressivas para as comunidades de aves, ao comparar proporções regionais de 10 e 30% de habitat. Todavia, a conectividade, uma medida realizada naquele estudo em escala mais fina, foi importante para explicar a riqueza e a abundância de alguns grupos de aves, particularmente de espécies com média sensibilidade.

Desta forma, mesmo que diversos estudos que quantificaram a influência do processo de fragmentação para diferentes grupos de espécies nos trópicos tenham verificado variações nos valores de limiares, geralmente, destacam que

as mudanças ecológicas nas paisagens ocorrem principalmente a partir de percentuais de habitat de 30 a 45% (METZGER, 2010), evidenciando a relação linear descrita, sem a presença de limiares.

As sensíveis mudanças identificadas entre os valores de conectividade e o percentual de habitat para médios e grandes mamíferos em paisagens de média a alta heterogeneidade (Figura 3.11) corroboram nossas hipóteses, mostrando que valores de conectividade derivados de paisagens com alta heterogeneidade podem favorecer a identificação de processos ecológicos nas paisagens. Entretanto, pode-se destacar que esses resultados também estão associados aos maiores pesos atribuídos as matrizes na superfície de resistência para esse grupo funcional, que foi composto principalmente por diferentes espécies de primatas que são altamente sensíveis e dependentes de estruturas arbóreas.

Mesmo que algumas espécies de pequenos mamíferos tenham sido classificadas como sensíveis e dependentes de habitat florestal, a maioria das espécies que compõem esse grupo funcional é descrita na literatura como de alta capacidade de adaptação a ambientes alterados e a alta plasticidade ao requerimento de habitat (GHELER-COSTA, 2006). Essa característica influenciou nos valores atribuídos à superfície de resistência, sendo que, embora tenham sido atribuídos baixos valores de resistência para áreas de floresta nativa, não foram atribuídos valores de resistência extremamente altos para as matrizes.

Desta forma, quando são atribuídos maiores valores à superfície de resistência para matrizes menos permeáveis e a diferença entre os valores de áreas de habitat e de matriz é maior, as métricas derivadas do caminho de menor custo e de superfícies de resistência podem ser mais sensíveis para descrever processos ecológicos. Rayfield et al. (2010) também destacaram que os valores da superfície de resistência são influenciados pela estrutura da paisagem, e que a amplitude desses valores que é atribuída a partir das diferentes classes de uso e cobertura da terra influenciam nos resultados obtidos a partir de algoritmos de menor custo.

Entretanto, esses resultados evidenciam as diferenças entre os grupos funcionais observados, já que as espécies que compõem o grupo de médios e grandes mamíferos com requerimento florestal são mais sensíveis do que as espécies pertencentes ao grupo de pequenos mamíferos. Além disso, mostram que os valores que foram atribuídos às superfícies de resistência foram sensíveis para descrever o comportamento e os requerimentos biológicos das espécies observadas.

Embora que para as espécies com requerimento de habitat aberto e generalista foram observadas paisagens com percentual de habitat preferencial superior a 80%, não foram identificados limiares estruturais. Esses resultados podem ser atribuídos à baixa sensibilidade dos valores utilizados para modelar as superfícies de resistência ou aos parâmetros que foram utilizados para estimar a conectividade da paisagem. With & King (1999) também não encontraram limiares quando avaliaram a relação entre conectividade e percentual de habitat da paisagem e atribuíram esses resultados a ineficiência de métricas baseadas na estrutura da paisagem para detectar essas mudanças bruscas que são relacionadas com limiares.

Neste estudo a conectividade da paisagem também foi estimada a partir da configuração da paisagem (ver item 2.4). No entanto, foram atribuídos diferentes graus de permeabilidade às classes de uso e cobertura da terra a partir dos requerimentos das espécies, característica que tornou essa métrica mais sensível. Desta forma, acredita-se que a ausência de limiares estruturais nos dados observados está relacionada com os requerimentos desses grupos funcionais de espécies que têm alta capacidade de adaptação a ambientes alterados. Embora essas espécies dependam de áreas de vegetação natural para persistirem nas paisagens, talvez não possam ser identificadas mudanças bruscas nas paisagens quando são considerados esses requerimentos (PARDINI et al., 2010; ESTAVILLO et al., 2013).

Os maiores valores de permeabilidade estimados para paisagens com alta heterogeneidade para grandes mamíferos em todos os grupos funcionais estão relacionados ao maior contágio espacial das classes analisadas destas paisagens para esse grupo (With & King, 1999). Talvez este seja o motivo de

ter sido observada maior diferença da permeabilidade da matriz para esses grupos associada aos valores da superfície de resistência (Rayfield et al., 2010). Para as espécies de pequenos mamíferos os maiores valores de permeabilidade só foram observados para espécies florestais, devido a maior sensibilidade destas espécies quando comparadas às espécies com requerimento de habitat aberto e generalista.

A menor diferença nos valores da superfície de resistência entre áreas de habitat e de matriz e a maior porcentagem de matrizes permeáveis para esses grupos nas paisagens tornaram essas áreas mais homogêneas para essas espécies caracterizando correlação espacial. Evidenciando as zonas tradicionais de cultivo, que podem ser encontradas no Estado de São Paulo, que caracterizam altos percentuais de algum tipo de matriz em uma única região.

#### **4.3. Conectividade da paisagem e diferentes grupos funcionais de mamíferos**

Para pequenos mamíferos com requerimento de habitat florestal os resultados mostraram que o efeito do percentual de habitat é maior a partir de paisagens com alta heterogeneidade. Embora fossem esperados os melhores ajustes para paisagens de baixa heterogeneidade, os resultados confirmam as premissas estabelecidas, mostrando que espécies com baixa capacidade de deslocamento tendem a ficar restritas aos pequenos fragmentos presentes na paisagem. Também que, devido à dependência por áreas arbóreas e de maior qualidade usam menos as áreas de matriz. Tal característica pode anular os efeitos da permeabilidade da paisagem.

Para médios e grandes mamíferos com o mesmo requerimento de habitat, os resultados mostraram que tanto a permeabilidade, como o percentual de habitat influenciam na conectividade da paisagem. Evidenciando que, devido à alta sensibilidade e a alta dependência às formações florestais destas espécies (MAGIOLI et al. no prelo), matrizes menos permeáveis podem afetar a persistência destas espécies nas paisagens.

Para pequenos mamíferos com requerimento de habitat aberto, o percentual de habitat e a permeabilidade tem efeito na conectividade da paisagem, mostrando que para essas espécies que tem alta abundância na matriz, matrizes com estrutura florestal podem servir de barreira para essas espécies na paisagem. O efeito do habitat está relacionado com a presença de matrizes sem estrutura arbórea nas paisagens que servem como uma extensão do habitat para essas espécies. Entretanto, para grandes mamíferos, os resultados mostraram que somente o percentual de habitat tem maior efeito na conectividade da paisagem. Este resultado difere do encontrado por Lyra-Jorge et al. (2010), em que, foi observado que a proporção de bordas foi mais importante para explicar a frequência de ocorrência das espécies *Puma concolor* e *Chysocyon brachyurus*. Vale ressaltar que o estudo acima não considerou a permeabilidade da matriz e a conectividade, focando somente na quantidade de ambientes e nas proporções de borda dos diferentes tipos de vegetação. Em relação ao nosso resultado podemos ainda associar as áreas de matrizes arbóreas como barreira potencial para algumas destas espécies. No entanto, devido a maior capacidade de deslocamento acredita-se que a permeabilidade das matrizes não é um fator limitante para essas espécies.

Por fim, para pequenos mamíferos com requerimento de habitat generalista, os resultados mostraram que o percentual de habitat é mais importante para essas espécies. Característica que está associada à baixa sensibilidade dessas espécies às alterações antrópicas, assim como a alta capacidade de uso da matriz e das áreas de vegetação nativa disponíveis que também favorecem o estabelecimento das espécies.

Para grandes mamíferos a permeabilidade da paisagem teve o maior efeito, demonstrando que matrizes mais permeáveis podem favorecer a persistência das espécies que são mais dependentes da composição da paisagem. No caso das espécies generalistas, além de utilizarem com frequência as áreas de entorno do habitat, também se beneficiam a partir de paisagens com maior número de fragmentos, mesmo que pequenos, que, devido a maior área de vida e à capacidade de deslocamento, acabam utilizando diversos fragmentos (ANDRÉN, 1994).



## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados deste estudo concluímos que:

- i) a permeabilidade e o percentual de habitat são bons preditores da conectividade da paisagem, entretanto, os resultados variam para cada grupo funcional de espécies;
- ii) a conectividade variou significativamente com o grupo funcional, reforçando a importância de se conhecer mais da história natural das espécies, evidenciando que deve-se fortalecer o conhecimento de, como cada grupo de espécies respondem aos elementos da paisagem;
- iii) o nível de heterogeneidade da paisagem influenciou no poder de predição das relações entre conectividade e seus preditores para os diferentes grupos funcionais, evidenciando a necessidade de se entender a paisagem como um mosaico efetivamente, e não como modelos simples do tipo habitat-matriz.

As métricas da paisagem derivadas de superfícies de resistência, baseadas nos requerimentos biológicos das espécies e no conhecimento de especialistas, são eficientes e devem ser utilizadas para caracterizar processos ecológicos em paisagens agrícolas, altamente degradadas, com percentuais de vegetação nativa inferior a 30%.

Tanto a permeabilidade, como o percentual de habitat são bons preditores da conectividade, permitindo identificar padrões de comportamento dos mamíferos a partir das mudanças estruturais da paisagem. No entanto, essas variáveis são dependentes dos requerimentos e da sensibilidade das espécies quanto à disponibilidade de habitat. A maioria dos estudos tem como foco principal a quantidade de habitat da paisagem (Fahrig et al., 2013), e, raramente, a permeabilidade da matriz é considerada. Desta forma, considerando que diversos dos resultados apontam que a permeabilidade da matriz é eficiente para explicar a conectividade, ressalta-se a importância de considerar a influência da estrutura da matriz na paisagem.

Para espécies de mamíferos com requerimentos de habitat aberto e generalista, o percentual de habitat disponível nas paisagens deve ser considerado para análises de conectividade. A alta capacidade de adaptação à áreas alteradas e à plasticidade quanto ao requerimento do habitat não tornam essas espécies altamente sensíveis À permeabilidade da paisagem, como foi previsto. As espécies com requerimento de habitat aberto foram relacionadas às áreas nativas e de matrizes sem estrutura arbórea, desta forma, a disponibilidade de habitat com essa característica tornam essas espécies mais dependentes deste tipo de habitat.

Para espécies com requerimento de habitat florestal, o percentual de habitat tem efeito na conectividade da paisagem, devido à dependência destas espécies à estruturas arbóreas e de melhor qualidade. Essas espécies ficam limitadas aos fragmentos e, desta forma, a permeabilidade não exerce efeito sobre a conectividade da paisagem. Para médios e grandes mamíferos, altamente sensíveis às alterações antrópicas, o percentual de habitat disponível tem maior efeito na conectividade da paisagem, no entanto, a sensibilidade das espécies também torna a permeabilidade da paisagem importante, já que essas espécies não usam diferentes habitats.

Os melhores ajustes e padrões da conectividade da paisagem foram observados a partir de paisagens com média e alta heterogeneidade. Desta forma, incluir heterogeneidade estrutural e funcional nas análises aumenta o poder preditivo dos modelos, independente do grupo funcional de espécies. Recomenda-se que as paisagens sejam descritas de acordo com a heterogeneidade funcional que considera os diferentes requerimentos das espécies a partir de cada classe de uso e cobertura da terra. Sendo que a definição dos grupos funcionais e das características das espécies é fundamental para obter resultados biologicamente sensíveis, recomenda-se que sejam definidos diversos grupos funcionais baseados em sub-grupos para aumentar a sensibilidade do algoritmo de múltiplos caminhos de menor custo.

Os resultados derivados de caminhos de menor custo são altamente dependentes dos valores da superfície de resistência. A falta de informações sobre o requerimento, a história natural das espécies e da permeabilidade da



matriz podem influenciar os resultados. Devem ser realizados estudos para avaliar o nível de sensibilidade na amplitude dos valores da superfície de resistência para estimativas da conectividade da paisagem. Recomenda-se que os valores da superfície de resistência devem ter alta amplitude entre os tipos de cobertura da terra mais e menos permeáveis, e que, essa variação deve ser considerada entre grupos funcionais.

### **5.1 Implicações para a conservação da biodiversidade**

O desafio nos próximos anos será conciliar a produção de alimentos e a manutenção da biodiversidade a partir da conservação das áreas de floresta nativa, tornando os agroecossistemas mais sustentáveis a fim de garantir a disponibilidade de alimentos para as gerações futuras (MARTINELLI et al., 2010; VERDADE et al., 2014). Para que as diretrizes que buscam a conservação da biodiversidade sejam eficientes em paisagens agrícolas é fundamental entender e relacionar a heterogeneidade desses agroecossistemas com os requerimentos de diferentes espécies (WITH & KING, 1999; FAHRIG et al., 2011).

A conservação da biodiversidade em paisagens altamente degradadas, como ocorre nos trópicos, também deve considerar o grau de permeabilidade da paisagem. Desta forma, o manejo das matrizes é fundamental para reduzir o isolamento dos fragmentos, principalmente em paisagens, com percentual de habitat inferior a 30% (ANDRÉN, 1994). Matrizes com estrutura semelhante ao habitat preferencial favorecem a persistência das espécies, e iniciativas simples, como a manutenção destas áreas e o enriquecimento das áreas de borda podem favorecer a conservação a partir destes agroecossistemas.

Entretanto, áreas agrícolas que têm alto contraste com o habitat e estão, principalmente, concentradas em zonas tradicionais de cultivo, comprometem o bom manejo da matriz. Nestas áreas, propõe-se que iniciativas além do manejo da água e do solo (rotação de culturas e sistema de plantio direto) sejam realizadas para manter a sustentabilidade dos agroecossistemas. O ideal é que sejam restauradas ou preservadas áreas de floresta nativa, a fim de

estabelecer áreas com baixa heterogeneidade temporal ao longo destes cultivos que são capazes de manter a diversidade nas paisagens.

Desta forma, áreas de floresta nativa são essenciais na paisagem, independentemente dos requerimentos das espécies observadas. Além disso, projetos de restauração devem considerar diferentes tipos de habitat na paisagem, para favorecer diferentes grupos de espécies, visto que, dependendo do requerimento, tanto áreas de habitat, como de matriz podem estabelecer barreiras para a persistência das espécies na paisagem. A expansão acelerada de monoculturas pode causar impacto negativo nas comunidades nativas, podendo extinguir espécies mais sensíveis e favorecendo espécies generalistas que se beneficiam de áreas alteradas. O alto grau de permeabilidade de algumas matrizes não substitui a funcionalidade das áreas naturais, considerando que, na maioria das vezes, as espécies selecionam como fonte de recurso matrizes que estão próximas a áreas de floresta nativa (MAGIOLI et al., 2014).

Para que seja possível reestabelecer os processos ecológicos em paisagens degradadas, recomenda-se ainda, que sejam priorizados projetos de restauração (RODRIGUES et al., 2009), principalmente em áreas com maior percentual de matrizes, que têm alto contraste com o habitat preferencial das espécies. Neste sentido, sistemas agroflorestais também podem ser alternativas viáveis para beneficiar as espécies (TABARELLI et al., 2010).

A expansão das áreas agrícolas tem transformado as paisagens em ambientes homogêneos e, sem dúvida, iniciativas para a conservação da biodiversidade precisam ser estabelecidas a fim de restaurar os processos ecológicos essenciais para a manutenção dos ecossistemas e garantir os serviços ecossistêmicos oferecidos por essas áreas (GROOT et al., 2010). Embora seja prevista pela legislação ambiental brasileira a conservação das áreas de floresta ripária e de fragmentos de vegetação natural em propriedades rurais (áreas de preservação permanente e de reserva legal) para assegurar a funcionalidade ecológica dos agroecossistemas, torna-se evidente que ações mais rigorosas precisam ser estabelecidas (METZGER et al., 2010; CALMON et al., 2011).

O alto grau de degradação das paisagens exige que além do manejo das matrizes, sejam incentivados projetos de restauração e o maior comprometimento do setor público na fiscalização quanto ao cumprimento da legislação ambiental. Sendo que, o cumprimento dos requisitos mínimos exigidos pela legislação ambiental, como a conservação das áreas de preservação permanente e de reserva legal já podem ser alternativas eficientes para reestabelecer os processos ecológicos nestas paisagens ao longo do tempo. Ainda neste sentido, propostas do Código Florestal Brasileiro que preveem o pagamento por serviços ambientais a partir de áreas de floresta conservada devido ao incentivo fiscal, podem se tornar alternativas eficientes para garantir a conservação da biodiversidade nos agroecossistemas.

Entretanto, ainda, as regras não estão claras e os setores produtivos não têm investido o suficiente em ações de restauração, de manutenção dos serviços ecossistêmicos e da conservação da biodiversidade, que são, por hora, obrigatórios. Desta forma, investir no desenvolvimento de mecanismos eficientes para equilibrar a produção de alimentos e a sustentabilidade dos agroecossistemas é um caminho tanto promissor quanto necessário. Sendo que, investimentos que resultem em paisagens com maior heterogeneidade, com matrizes mais permeáveis, e garantam uma melhor distribuição dos ambientes naturais será fundamental para alcançar a sustentabilidade nas paisagens agrícolas (BUTCHART et al. 2010).



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIASEN, F.; CHARDON, J. P.; DE BLUST, G.; SWINNEM, E.; VILLALBA, S.; GULINK, H.; MATTHYSEN. The application of “least-cost” modelling as a function landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, p. 233-247, 2003.

ANDERSON, J.; ROWCLIFF, J. M.; COWLISHAW, G. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, v. 135, p. 212-222, 2007.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, p. 863-871, 2008.

BANI, L.; BAIETTO, M.; BOTTONI, L.; MASSA, RENATO. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. **Conservation Biology**, Research notes, v. 16, p. 826-831, 2002.

BANKS-LEITE, C. ; EWERS, R. M. ; KAPOS, V. ; MARTENSEN, A. C. ; METZGER, J. P. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology (Print)**, v. 48, p. 706-714, 2011.

BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P. CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n.10, p. 2671-2676, 2004.

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**, v. 325, n. 1121, 2009. DOI: 10.1126/science.1172460.

BOSCOLO, D.; METZGER J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecol.** v. 24, p. 907–918, 2009.

BUTCHART, S. H. M et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science** , v.28 , n. 328, (5982), p.1164-8. 2010. doi: 10.1126/science.1187512.

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 154–158, 2011.

CANASAT. **Mapeamento da cana via imagens de satélite de observação da terra. Mapas e gráficos.** Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/mapa.html>> Acesso em: 20 jul. 2013.

CARLOS, H. S. A. **Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica**. 66 p. Dissertação de mestrado (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v.20, p. 135-145. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00332.x, 2005.

CIOCHETI, G. **Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*), Onça-Parda (*Puma concolor*) e Jaguaririca (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal, no estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Mestre em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres, 2007.

Coutinho, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. Pp. 273-291. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B.H. (eds.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982

DAMSCHEIN, E.I.; HADDAD, N.M.; ORROCK, J.L.; TEWKSBURY, J.J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, p. 1284-1286, 2006.

DOTTA, G.; VERDADE, L. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotrópica**, v. 7, p. 287-292, 2007.

DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 62, p. 81-91, 1997.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Sci. Agri**. v. 64, p. 355-363, 2007.

EMBRAPA. **Agrotóxicos no Brasil**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura\\_e\\_meio\\_ambiente/arvore/CO\\_NTAG01\\_40\\_210200792814.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura_e_meio_ambiente/arvore/CO_NTAG01_40_210200792814.html)>. Acesso em: 20 julh. 2013.

ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; ROCHA, P. L. B. Forest loss and the biodiversity threshold: na evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **Plos One**, v. 8, n.12, e82369. 2013. doi:10.1371/journal.pone.0082369.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev**, v. 81, p. 117-142, 2006. doi:10.1017/S1464793105006949.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 34, p. 487-515, 2003. doi: 10.1146/annurev. Ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p.1649–1663, 2013.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J-L. Functional landscape

- heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101-112, 2011.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, p. 50-59, 1994.
- FERREIRA, M.C.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a Forest fragment vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. **Plos One**, v. 6, p. 1-8, 2011.
- FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KÄFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVENSAN, F. N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. Towards an ecologically-sustainable forestry in Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1209-1219, 2009.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **PNAS**, v. 106, p. 349-350, 2009.
- GALETTI, M.; GIACOMINI, H. C.; BUENO, R. S.; BERNARDO, C. S. S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORF, R. S.; STEFFLER, C. E.; RUBIM, P.; GOBBO, S. K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R. A.; CHIARELLO, A. G.; PERES, C. A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.
- GARCIA, L. C.; SANTOS, J. S.; MATSUMOTO, M.; SILVA, T. S. F.; PADOVEZI, A.; SPAROVEK, G.; HOBBS, R. J. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the New Brazilian Forest Act. **Natureza e Conservação, Policy Forums**. v. 11, p. 181-185, 2013.
- GASCON, C.; LOVEJOY T. E.; BIERREGAARD, R. O. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biology Conservation**, v. 91, p. 223-229, 1999.
- GHELER-COSTA, C. **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação a paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil**. 91p. Tese de doutorado (Doutor em ecologia de agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, 2006.
- GHELER-COSTA, C.; SABINO-SABINOS JR., G., AMORIM, L. S.; ROSALINO, L. M. FIGUEIREDO, L. T. M., VERDADEM L. M. The effects of pre-harvest fire on the small mammal assemblage in sugarcane fields. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 171, p. 85-89, 2013.
- GHELER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R. VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, p. 185-191, DOI 10.1515/mammalia-2011-0109, 2012.
- GROOT RS, ALKEMADE R, BRAAT L, HEIN L, WILLEMEN L.. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 260-272, 2010.

- GUSTAFSON, E. J.; GARDNER, R. H. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. **Ecology**, v. 77, n.1, p. 94-107, 1996.
- HOBBS, R. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, p. 345-357, 2007.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**. v. 261, p. 1558-1563, 2011.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base cartográfica contínua do Brasil, ao milionésimo - BCIM**. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapeamento\_sistematico/base\_continua\_ao\_milionesimo/1\_documento/1\_documento/bcim\_v3.04\_doctecnica\_md\_vol\_i.pdf >. Acesso em: 10 jan. 2013.
- LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1573-1580, 2008.
- LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R. PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **Eur. J. Wildl. Res.** doi: 10.1007/s10344-009-0324-x, 2010.
- MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FERRAZ, K. M. B.; MIOTTO, R. A.; CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, M. G.; CANHOTO, M. C. S.; SETZ, E. F. Stable isotope evidence of Puma concolor (Felidae) feeding patterns in agricultural landscapes in Southeastern Brazil. **Biotrópica**, v.0, p. 1-10. 2014.
- MAGIOLI, M.; RIBEIRO, R.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; RODRIGUES, M. G. Patch size effects and functional diversity thresholds for medium- and large-sized mammals at Atlantic Forest hotspot. **In review**.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P.. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, P.1100-1111, 2012.
- MARTIN, T. G.; BURGMAN, M. A.; FIDLER, F.; KUHNERT, P. M.; LOW-CHOY, S.; MCBRIDE, M.; MENGERSEN, K. Eliciting expert knowledge in conservation science. **Conservation Biology**, v.26, p. 29-38, 2011.
- MARTINELLI, L. A.; NAYLOR, R.; VITOUSEK, P. M.; MOUTINHO, P. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Environmental Sustainability**, v. 2, p. 431-438, 2010.
- METZGER, J. P.; LEWINSOHN, T. ; JOLY, C. A.; VERDADE, L. M.; RODRIGUES R. R. Brazilian law: full speed in reverse. **Science**, v. 329, P. 276-277, 2010a
- METZGER, J. P.; LEWINSOHN, T.M.; JOLY, C. A.; CASATTI, L.; RODRIGUES, R. R.; MARTINELLI, L. A. Impactos potenciais das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. **Biota Fapesp e ABECO**, v.30, p. 1 -13, 2010b.



METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, p. 11-23, 2006.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASSAR, A. M.; RUDORFF, B. F. T.; ANTONIAZZI, L. B.; AGUIAR, D. A.; BACCHI, M. R. P.; ADAMI, M. Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use changes. In: ZUURBIER, P.; van der VOOREN, J. (Eds.). **Sugarcane ethanol, contributions to climate change mitigation and the environment**. Wageningen, The Netherlands: Academic Publishers, Wageningen, 2008. p. 63-93.

NEEL, C. M.; MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. **Landscape Ecology**, v. 19, 435 – 455, 2004.

ORROCK, J.L., DANIELSON, B. J. Patch shape, connectivity, and foraging by oldfield mice (*Peromyscus Polionotus*). **Journal of Mammalogy**, v. 86, p. 569-575, 2005.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, v.5, e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666, 2010.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragmented and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 2, p. 305-309, 2009.

PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. (2002). Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, p. 174–182, 2002.

PFLÜGER, F.; BALKENHOL, N. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. **Molecular Ecology**, v. 23, p. 2146-2156, 2014.

PIMM, S. L., JENKINS, C.N.; ABELL, R.; BROOKS, T. M.; GITTLEMAN, J. L.; JOPPA, L. N.; RAVEN, P. H.; ROBERTS, C. M.; SEXTON, J. O. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 30 May 2014, v. 344, n. 6187, 2014.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D. Patterns of space use by *Micoureus demerarae* (Marsupialia: Didelphidae) in a Fragmented of Atlantic Forest in Brazil. **Mastozoología Neotropical**, v. 6, n.1, p. 39-45, 2009.

PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M.; OLIVEIRA, L. C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, p. 229-237, 2002.

CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - CSR/IBAMA. **Projeto de monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite**. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/Cerrado/>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M-J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 519-532. DOI 10.1007/s10980-009-9436-7, 2010.

RIBEIRO, J. W. et al. Landscape Corridors (*LSCorridors*): an innovative ecologically based multipath corridor modeler combining Cloud Computing and Big Data. **In prep**.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M-J. **The Brazilian Atlantic Forest: A shrinking biodiversity hotspot**. Biodiversity hotspots. Berlin: Springer Verlag, 2011. DOI: 10.1007/978-3-642-20992-5\_21

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**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 88-98, 2001.

RIGUEIRA, D. M. G.; ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in Woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodivers Conserv**. v. 22, p. 3141-3163, 2013. Doi 10.1007/s10531-013-0575-4.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** v.142, p. 1242-1251, 2009.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, F. W.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, p. 1057-1076, 2010.

RUDORFF, B. F. T.; CREPANI, E.; AGUIAR, D. A.; SANTOS, J. S.; ADAMI, M.; PALMEIRA, A. F.; LUZ, A. M. S. A.; ALVES, C. D.; CORRÊA, D. B.; GOLTZ, E.; RISSO, J.; PAULA, J. V.; MEDEIROS, J. S.; SILVA, J. E. S.; MACEDO, L. A.; PEREIRA, M. N.; CARVALHO, M. A.; MELLO, M. P.; VARLEZ, M. A. S.; SOUSA, R. C. A.; LIMA, S. F. S.; AULICINO, T. L. I. N. **Identificação de áreas de preservação permanente ciliares a partir das feições da paisagem e imagens de sensoriamento remoto em regiões produtoras de cana-de-açúcar no estado de São Paulo**. São José dos Campos: INPE, 2012. 66 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/08.29.15.46-RPQ). Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CH93C8>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production

in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p.1057-1076, 2010. doi:10.3390/rs2041057.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodivers Conserv**, v. 21, p.1127-1147, 2012.

SHIMABUKURO, Y.; RUDORFF, B. F. T.; DUARTE, V.; SUGAWARA, L. M.; FREITAS, R. M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; LIMA, A. Mapeamento da cobertura da terra no Estado de São Paulo utilizando imagens fração dos dados MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p.1839-1845. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.20.26/doc/1839-1845.pdf>>. Acesso em: 06 nov. 2013.

SILVA, L. G.; RIBEIRO, M. C.; HASUI, E.; COSTA, C. A.; CUNHA, R. G. T. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **In review**.

SINGLETON, P. H.; GAINES, W. L.; LEHMKUHL, J. F. Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia. **Ursus 15 (1) Workshop Supplement**, v. 15, n. 1, p. 90-103, 2004. doi: [http://dx.doi.org/10.2192/1537-6176\(2004\)015<0090:LPGGBM>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2192/1537-6176(2004)015<0090:LPGGBM>2.0.CO;2)

SINGLETON, P. H.; GAINES, W. L.; LEHMKUHL. **Landscape permeability for large carnivores in washing:** a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. United States Department of Agriculture. Forest Service, 2002. PNW-GTR-549.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, p. 363-364, 2014.

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**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage measurement of landscape connectivity. Copenhagen, **OIKOS**, v. 90, p. 7-19, 2000. ISSN: 0030-1299.

TOMS, J. D.; LESPERANCE, M. L. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. **Ecology**, v. 84, n.8, p. 2034-2041, 2003.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic Forest small mammals. **Ecography**, v. 31, p. 359-370, 2008.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 517-530, 2007.

UMETSU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos**: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. 133 p. Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciências na área de ecologia) - Universidade de São Paulo, 2005.

VALERIANO, M. M. **Topodata**: guia para utilização de dados geomorfológicos locais. São José dos Campos: INPE, 2008. 72 p. (INPE-15318-RPE/818). Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP8W/33EPEBL>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation Dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, p. 211-220, 2001.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B.; FERNANDEZ, F. A. S. Determinantes of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, p. 73-80, 2004.

## APÊNDICE A

A.1 Espécies de pequenos mamíferos agrupadas em grupos funcionais de acordo com o requerimento de habitat: especialistas de floresta, generalistas de habitat e especialistas de área aberta.

<b>Grupo funcional de habitat florestal</b>
<i>Marmosops incanus</i>
<i>Micoureus demerarae</i>
<i>Philander frenatus</i>
<i>Rhipidomys mastacalis</i>
<b>Grupo funcional de habitat generalista</b>
<i>Gracilinanus microtarsus</i>
<i>Didelphis aurita</i>
<i>Didelphis albiventris</i>
<i>Nectomys squamipe</i>
<i>Oligoryzomys nigripes</i>
<i>Akodon montensis</i>
<b>Grupo funcional de habitat aberto</b>
<i>Necomys lasiurus</i>
<i>Oligoryzomys flavescens</i>
<i>Calomys tener</i>

A.2 Espécies de médios e grandes mamíferos agrupadas em grupos funcionais de acordo com o requerimento de habitat: especialistas de floresta, generalistas de habitat e especialistas de área aberta.

<b>Grupo funcional de habitat florestal</b>
<i>Brachyteles arachnoides</i>
<i>Alouatta clamitans</i>
<i>Callicebus nigrifrons</i>
<i>Puma yagouaroundi</i>
<i>Sapajus nigritus</i>
<i>Callithrix aurita</i>
<i>Callithrix jacchus</i>
<i>Leopardus tigrinus</i>
<i>Callithrix penicillata</i>
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>

<b>Grupo funcional de habitat generalista</b>
<i>Dasypus novemcinctus</i>
<i>Euphractus sexcinctus</i>
<i>Puma concolor</i>
<i>Sylvilagus brasiliensis (L.)</i>
<i>Sus scrofa híbrido</i>
<i>Eira Barbara</i>
<i>Leopardus pardalis</i>
<i>Nasua nasua</i>
<i>Mazama americana</i>
<i>Tamanduá tetradactyla</i>
<i>Procyon cancrivorus</i>

<b>Grupo funcional de habitat aberto</b>
<i>Mazama gouazoubira</i>
<i>Conepatus semistriatus</i>
<i>Chrysocyon brachyurus</i>
<i>Lepus europaeus</i>
<i>Cerdocyon thous</i>
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>

## APÊNDICE B

B.1 Diferentes classes de uso e cobertura da terra identificadas nos trabalhos de campo.

<b>Classes</b>	<b>Descrição</b>
Água	-
<b>Vegetação Natural</b>	
Floresta estacional semidecidual	Inicial, média e avançada
Floresta estacional decidual	Inicial, média e avançada
Cerrado	Florestal e campestre
Ripária	Inicial, média e avançada
Várzea	Degradada e não degradada
<b>Matrizes</b>	
Pastagem	
Cana-de-açúcar	
Reflorestamento	Seringueira, pinus, eucalipto e teca
Café	
Citrus	
Agricultura	
Urbano	
Área rural	





## APÊNDICE C

C.1 Diferentes imagens multitemporais de sensoriamento remoto, utilizadas para a edição do mapeamento das áreas de vegetação natural e silvicultura.

Órbita-ponto	Datas das imagens	
218-76	14/04/2011 <sup>TM</sup>	04/08/2011 <sup>TM</sup>
	17/06/2011 <sup>TM</sup>	21/09/2011 <sup>TM</sup>
219-75	21/04/2011 <sup>TM</sup>	23/11/2011 <sup>ETM+</sup>
	23/05/2011 <sup>TM</sup>	25/12/2011 <sup>ETM+</sup>
	28/09/2011 <sup>TM</sup>	30/03/2012 <sup>ETM+</sup>
219-76	21/04/2011 <sup>TM</sup>	23/11/2011 <sup>ETM+</sup>
	26/07/2011 <sup>TM</sup>	25/12/2011 <sup>ETM+</sup>
	28/09/2011 <sup>TM</sup>	30/03/2012 <sup>ETM+</sup>
220-74	12/04/2011 <sup>TM</sup>	19/09/2011 <sup>TM</sup>
	17/07/2011 <sup>TM</sup>	30/11/2011 <sup>ETM+</sup>
220-75	12/04/2011 <sup>TM</sup>	16/12/2011 <sup>ETM+</sup>
	15/06/2011 <sup>TM</sup>	21/03/2012 <sup>ETM+</sup>
	19/09/2011 <sup>TM</sup>	
220-76	12/04/2011 <sup>TM</sup>	17/01/2012 <sup>ETM+</sup>
	14/05/2011 <sup>TM</sup>	21/03/2012 <sup>ETM+</sup>
	17/07/2011 <sup>TM</sup>	30/11/2012 <sup>ETM+</sup>
	18/08/2011 <sup>TM</sup>	
220-77	19/01/2011 <sup>TM</sup>	03/2012 <sup>DMC</sup>
221-74	19/04/2011 <sup>TM</sup>	05/11/2011 <sup>TM</sup>
	06/06/2011 <sup>TM</sup>	23/12/2011 <sup>ETM+</sup>
221-75	19/04/2011 <sup>TM</sup>	28/10/2011 <sup>TM</sup>
	21/05/2011 <sup>TM</sup>	21/11/2011 <sup>ETM+</sup>
	08/07/2011 <sup>TM</sup>	23/12/2011 <sup>ETM+</sup>
221-76	22/06/2011 <sup>TM</sup>	08/01/2012 <sup>ETM+</sup>
	19/04/2011 <sup>TM</sup>	28/10/2011 <sup>TM</sup>
	24/07/2011 <sup>TM</sup>	
222-74	25/03/2011 <sup>TM</sup>	04/11/2011 <sup>TM</sup>
	15/07/2011 <sup>TM</sup>	15/01/2012 <sup>ETM+</sup>
222-75	25/03/2011 <sup>TM</sup>	15/07/2011 <sup>TM</sup>
	10/04/2011 <sup>TM</sup>	04/11/2011 <sup>TM</sup>
222-76	10/04/2011 <sup>TM</sup>	15/01/2012 <sup>ETM+</sup>
	15/07/2011 <sup>TM</sup>	03/03/2012 <sup>ETM+</sup>
	04/11/2011 <sup>TM</sup>	
223-74	16/03/2011 <sup>TM</sup>	08/09/2011 <sup>TM</sup>
	04/06/2011 <sup>TM</sup>	06/01/2012 <sup>ETM+</sup>
223-75	16/03/2011 <sup>TM</sup>	05/12/2011 <sup>ETM+</sup>
	20/06/2011 <sup>TM</sup>	
223-76	16/03/2011 <sup>TM</sup>	21/12/2011 <sup>ETM</sup>
	03/05/2011 <sup>TM</sup>	06/01/2012 <sup>ETM+</sup>
	07/08/2011 <sup>TM</sup>	



## APÊNDICE D

D.1 Valores da superfície de resistência, para pequenos mamíferos, a partir de diferentes grupos funcionais e níveis de heterogeneidade da paisagem.

Habitat florestal									
<b>Baixa heterogeneidade</b>	<b>Matriz</b>					<b>Habitat</b>			
	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Pastagem	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	70.00	70.00	70.00	70.00	70.00	70.00	5.00	5.00	5.00
Média						<b>70.00</b>	<b>5.00</b>		
<b>Média heterogeneidade</b>	<b>Matriz aberta</b>			<b>Matriz Fechada</b>			<b>Habitat</b>		
	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	70.00	70	70	35	35	35	5	5	5
Média	<b>70.00</b>			<b>35</b>			<b>5</b>		
<b>Alta heterogeneidade</b>	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Pastagem	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	70	30	40	40	70	70	1	10	
Média						53.33	5.33		
Habitat aberto									
<b>Baixa heterogeneidade</b>	<b>Matriz</b>					<b>Habitat</b>			
	Silvicultura	Citrus	Café	Pastagem	Floresta Semidecidual	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Cerrado	Áreas úmidas
	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	15.00	15.00	15.00	15.00
Média	<b>60</b>					<b>52.50</b>	<b>15.00</b>		
<b>Média heterogeneidade</b>	<b>Matriz preferencial</b>			<b>Matriz não preferencial</b>			<b>Habitat preferencial</b>		<b>Habitat não preferencial</b>
	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Cerrado	Áreas úmidas	Floresta semidecidual
	20.00	20	75	75	75	75	10	10	60
Média	<b>38.33</b>			<b>75</b>			<b>26.66666667</b>		

**Alta heterogeneidade**

	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Pastagem	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	20	70	70	70	60	90	90	10	
Média	63.33						36.67		

## Habitat Generalista

**Baixa heterogeneidade**

	<b>Habitat não preferencial</b>					<b>Habitat preferencial</b>			
	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Cerrado	Áreas úmidas
	50.00	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00
Média	<b>50.00</b>					<b>10.00</b>			

**Média heterogeneidade**

	<b>Matriz preferencial</b>				<b>Matriz não preferencial</b>			<b>Habitat preferencial</b>		<b>Habitat não preferencial</b>
	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Citrus	Silvicultura	Pastagem	Café	Cerrado	Áreas úmidas	Floresta semidecidual	
	20.00	20	20	20.00	60	60	5	5	5	
Média	<b>20.00</b>				60.00	60	<b>5</b>	<b>5</b>		

**Alta heterogeneidade**

	Cana-de-açúcar	Áreas úmidas	Citrus	Café	Outras culturas	Pastagem	Floresta Semidecidual	Cerrado	Silvicultura
	30	40	50	50	40	90	75	50	
Média	50.00								

D.2 Valores da superfície de resistência, para grandes e médios mamíferos, a partir de diferentes grupos funcionais e níveis de heterogeneidade da paisagem.

Habitat florestal									
<b>Baixa heterogeneidade</b>	<b>Matriz</b>						<b>Habitat</b>		
	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	70.00	70.00	70.00	70.00	70.00	70.00	12.00	12.00	12.00
<b>Média</b>	<b>70.00</b>						<b>12.00</b>		
<b>Média heterogeneidade</b>	<b>Matriz Aberta</b>			<b>Matriz fechada</b>			<b>Habitat</b>		
	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	80.00	80.00	80.00	50.00	50.00	50.00	10.00	10.00	10.00
<b>Média</b>	<b>80.00</b>			<b>50.00</b>			<b>10.00</b>		
<b>Alta heterogeneidade</b>	Cana-de-açúcar	Outras culturas	Pastagem	Silvicultura	Citrus	Café	Floresta Semidecidual	Cerrado	Áreas úmidas
	90.00	75.00	70.00	50.00	90.00	90.00	5.00	30.00	5.00
<b>Média</b>	<b>70.00</b>								
Habitat aberto									
<b>Baixa heterogeneidade</b>	<b>Habitat preferencial</b>					<b>Habitat não preferencial</b>			
	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Outras culturas	Pastagem	Cerradao	Áreas úmidas	Citrus	Café	Floresta semidecidual
	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	80.00	80.00	80.00
<b>Média</b>	<b>30.00</b>					<b>80.00</b>			
<b>Média heterogeneidade</b>	<b>Matriz preferencial</b>			<b>Matriz não preferencial</b>			<b>Habitat não preferencial</b>		<b>Habitat preferencial</b>
	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Outras culturas	Pastagem	Citrus	Café	Floresta semidecidual	Áreas úmidas	Cerradao
	20.00	20.00	20.00	20.00	80.00	80.00	80.00	5.00	5.00
<b>Média</b>	<b>20.00</b>			<b>80.00</b>			<b>80.00</b>		<b>5.00</b>
<b>Alta heterogeneidade</b>									

	<u>Cana-de-açúcar</u>	Silvicultura	Outras culturas	Pastagem	Cerradao	Áreas úmidas	Citrus	Café	Floresta semidecidual
	40.00	10.00	30.00	5.00	5.00	10.00	80.00	80.00	80.00
<b>Média</b>									<b>30.00</b>
<b>Habitat Generalista</b>									
<b>Baixa heterogeneidade</b>					<b>Habitat preferencial</b>				
	<u>Cana-de-açúcar</u>	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Floresta semidecidual	Cerradao	Áreas úmidas	Pastagem
	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00	60.00
<b>Média</b>								15.00	60.00
<b>Média heterogeneidade</b>		<b>Matriz preferencial</b>			<b>Matriz não preferencial</b>			<b>Habitat preferencial</b>	
	<u>Cana-de-açúcar</u>	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Pastagem	Floresta semidecidual	Cerradao	Áreas úmidas
	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	65.00	5.00	5.00	5.00
<b>Média</b>					30.00	65.00			5.00
<b>Alta heterogeneidade</b>									
	<u>Cana-de-açúcar</u>	Silvicultura	Citrus	Café	Outras culturas	Floresta semidecidual	Cerradao	Áreas úmidas	Pastagem
	40.00	20.00	40.00	40.00	40.00	5.00	5.00	5.00	60.00
<b>Média</b>									40.00