

**LARISSA SAYURI TSUDA**

**ANÁLISE DOS ATROPELAMENTOS DE MAMÍFEROS EM UMA RODOVIA NO  
ESTADO DE SÃO PAULO UTILIZANDO SELF-ORGANIZING MAPS**

São Paulo

2018

**LARISSA SAYURI TSUDA**

**ANÁLISE DOS ATROPELAMENTOS DE MAMÍFEROS EM UMA RODOVIA NO  
ESTADO DE SÃO PAULO UTILIZANDO SELF-ORGANIZING MAPS**

Dissertação apresentada à Escola  
Politécnica da Universidade de São Paulo  
para obtenção do Título de Mestre em  
Ciências

Área de concentração: Engenharia de  
Transportes  
Sub-área: Informações Espaciais

Orientador: Prof. Dr. José Alberto  
Quintanilha

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

Assinatura do autor: \_\_\_\_\_

Assinatura do orientador: \_\_\_\_\_

#### Catálogo-na-publicação

Tsuda, Larissa Sayuri

Análise dos atropelamentos de mamíferos em uma rodovia no Estado de São Paulo utilizando Self-Organizing Maps / L. S. Tsuda -- versão corr. -- São Paulo, 2018.  
125 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Transportes.

1.SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA 2.SEGURANÇA RODOVIÁRIA 3.GEOPROCESSAMENTO 4.REDES NEURAIS 5.MAPAS AUTO-ORGANIZÁVEIS I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Transportes II.t.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Fábio, pela parceria em todos os momentos, à minha família me dar todo o suporte necessário para a conclusão deste trabalho, aos amigos e colegas da CETESB pelo apoio e pelas conversas diárias.

Aos meus orientadores, José Alberto Quintanilha e Cleyton Carvalho, por compartilharem um pouco da sua experiência comigo, me dando apoio e direcionamento nos momentos certos, à Mariana Giannotti que, junto com o professor Cleyton, ajudaram a fomentar as primeiras ideias do tema deste trabalho.

À Fernanda Zimmermann Teixeira, à Claudia Soares Machado, pelas valiosas contribuições na banca de qualificação, e à Fernanda Abra, por todos os esforços dedicados à pesquisa na área de Ecologia de Estradas.

À Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e à Secretaria do Meio Ambiente (SMA-SP) por terem cedido dados espaciais utilizados na pesquisa.

Um obrigado especial à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) que, por meio da atividade de licenciamento com Avaliação de Impacto Ambiental, tem contribuído para a condução de programas ambientais, e geração de dados que foram essenciais para a elaboração desta pesquisa.

## RESUMO

A construção e ampliação de rodovias gera impactos significativos ao meio ambiente. Os principais impactos ao meio biótico são a supressão de vegetação, redução da riqueza e abundância de espécies de fauna como decorrência da fragmentação de habitats e aumento dos riscos de atropelamento de animais silvestres e domésticos. O objetivo geral do trabalho foi identificar padrões espaciais nos atropelamentos de fauna silvestre por espécie (nome popular) utilizando ferramentas de análise espacial e *machine learning*. Especificamente, buscou-se compreender a relação entre atropelamentos de animais silvestres e variáveis que representam características de uso e cobertura do solo e caracterização da rodovia, tais como formação florestal, corpos d'água, silvicultura, áreas edificadas, velocidade máxima permitida, volume de tráfego, entre outras. Os atropelamentos de fauna silvestre foram analisados por espécie atropelada, a fim de identificar os padrões espaciais dos atropelamentos específicos para cada espécie. As ferramentas de análise espacial empregadas foram a Função K - para determinar o padrão de distribuição dos registros de atropelamento de fauna, o Estimador de Densidade de Kernel - para gerar estimativas de densidade de pontos sobre a rodovia, a Análise de *Hotspots* – para identificar os trechos mais críticos de atropelamento de fauna e, por fim, o *Self-Organizing Maps (SOM)*, um tipo de rede neural artificial, que reorganiza amostras de dados n-dimensionais de acordo com a similaridade entre elas. Os resultados das análises de padrões pontuais foram importantes para entender que os pontos de atropelamento possuem padrões de distribuição espacial que variam por espécie. Os eventos ocorrem espacialmente agrupados e não estão homogeneamente distribuídos ao longo da rodovia. De maneira geral, os animais apresentam trechos de maior intensidade de atropelamento em locais distintos. O SOM permitiu analisar as relações entre múltiplas variáveis, lineares e não-lineares, tais como são os dados ecológicos, e encontrar padrões espaciais distintos por espécie. A maior parte dos animais foi atropelada próxima de fragmentos florestais e de corpos d'água, e distante de cultivo de cana-de-açúcar, silvicultura e área edificada. Porém, uma parte considerável das mortes de animais dos tipos com maior número de atropelamentos ocorreu em áreas com paisagem diversificada, incluindo alta densidade de drenagem, fragmentos florestais, silvicultura e áreas edificadas.

**Palavras-chave:** Função K, Estimador de Densidade de Kernel, Hotspots, SOM, Sistema de Informação Geográfica, SIG, segurança rodoviária, geoprocessamento, redes neurais, mapas auto-organizáveis, atropelamento de fauna, ecologia de estradas

## **ABSTRACT**

The construction and expansion of roads cause significant impacts on the environment. The main potential impacts to biotic environment are vegetation suppression, reduction of the abundance and richness of species due to forest fragmentation and increase of animal (domestic and wildlife) vehicle collisions. The general objective of this work was to identify spatial patterns in wildlife-vehicle collisions individually per species by using spatial analysis and machine learning. Specifically, the relationship between wildlife-vehicle collisions and variables that represent land use and road characterization features – such as forests, water bodies, silviculture, sugarcane fields, built environment, speed limit and traffic volume – was investigated. The wildlife-vehicle collisions were analyzed per species, in order to identify the spatial patterns for each species separately. The spatial analysis tools used in this study were K-Function - to determine the distribution pattern of roadkill, Kernel Density Estimator (KDE) - to identify the location and intensity of hotspots and hotzones. Self-Organizing Maps (SOM), an artificial neural network (ANN), was selected to reorganize the multi-dimensional data according to the similarity between them. The results of the spatial pattern analysis were important to perceive that the point data pattern varies between species. The events occur spatially clustered and are not uniformly distributed along the highway. In general, wildlife-vehicle collisions have their hotzones in different locations. SOM was able to analyze the relationship between multiple variables, linear and non-linear, such as ecological data, and established distinct spatial patterns per each species. Most of the wildlife was run over close to forest area and water bodies, and distant from sugarcane, silviculture and built environments. But a considerable part of the wildlife-vehicle collisions occurred in areas with diverse landscape, including high density of water bodies, silviculture and built environments.

**Keywords:** K Function, Kernel Density Estimator, KDE, Self-Organizing Maps, SOM, Geographic Information Systems, GIS, road safety, geoprocessing, neural networks, machine learning, wildlife-vehicle collisions, road ecology

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas ocupadas pelas fisionomias no interior do PE Rio do Peixe .....	29
Tabela 2 - Lista dos dados espaciais secundários utilizados no trabalho de pesquisa .....	40
Tabela 3 - Lista de espécies de mamíferos registrados na área de entorno do estudo .....	45
Tabela 4 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de tatu .....	46
Tabela 5 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de macaco.....	46
Tabela 6 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de cervo .....	47
Tabela 7 - Total de animais silvestres atropelados entre 2011-2015 .....	50
Tabela 8 - Total de animais silvestres atropelados entre 2011-2015, organizados por classe .....	51
Tabela 9 - Variáveis dos dados de entrada no <i>Self-Organizing Maps</i> .....	59
Tabela 10 - Recorte do input SOM.....	60
Tabela 11 - Porcentagem da rodovia que é um <i>hotspot</i> da Análise de Kernel e porcentagem de atropelamentos dentro dos <i>hotspots</i> (de Kernel) .....	79
Tabela 12. Matriz de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) das variáveis da Análise Exploratória 1 .....	84
Tabela 13 - Matriz de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) das variáveis da Análise Exploratória 2 .....	86
Tabela 14 - Médias e matriz de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) das variáveis de uso do solo e caracterização da rodovia da Análise Definitiva por espécie (nome popular).....	88
Tabela 15 - Médias das variáveis de uso do solo e caracterização da rodovia da AD SOM por cluster	97
Tabela 16 – Síntese das análises de <i>Hotspots</i> e Kernel.....	99

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma da estrutura do trabalho .....	19
Figura 2 - Exemplo de conjunto de dados e input SOM.....	32
Figura 3 - Exemplo de mapas bidimensionais das variáveis SOM .....	35
Figura 4 - Exemplo de segunda clusterização SOM .....	35
Figura 5 - Mapa da Área de Estudo.....	39
Figura 6 - Mapa das Unidades de Conservação próximas à área de estudo .....	43
Figura 7 - Distância mais próxima de polígono (7.1) e distância mais próxima de linha (7.2) .....	61
Figura 8 - Diferentes tamanhos de mapa SOM e respectivos erros de quantização .....	64
Figura 9 – Escalas com agregações significativas de (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivaras, (c) tatus, (d) lebres, (e) canídeos e (f) tamanduás-mirim.....	67
Figura 10 - Mapas esquemáticos do Estimador de Densidade de Kernel para (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivaras, (c) tatus, (d) lebres, (e) canídeos e (f) tamanduás-mirim .....	70
Figura 11 - Gráficos da Análise de <i>Hotspots</i> para (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivara, (c) tatu, (d) lebre, (e) canídeo, e (f) tamanduá-mirim .....	81
Figura 12- Distâncias e áreas relativas das classes de uso do solo por espécie .....	89
Figura 13 - Mapas bidimensionais das variáveis da Análise Definitiva .....	91
Figura 14 – Comparação entre mapas bidimensionais das variáveis que possuem alto coeficiente de determinação com a variável Anta .....	93
Figura 15 - Comparação entre mapas bidimensionais das variáveis que possuem alto coeficiente de determinação com a variável Capivara.....	94
Figura 16 - Clusterização de unidades do SOM .....	95
Figura 17 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 449,7 ao km 454,6 – Todos os animais .....	102
Figura 18 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 498,8 ao km 503,6 – Todos os animais .....	103
Figura 19 - Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 573,9 ao km 579,8 – Todos os animais .....	104
Figura 20 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 626 ao km 632 – Todos os animais.....	105
Figura 21 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 572,2 ao km 580,7 – Capivaras.....	106
Figura 22 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 506,2 ao km 520,3 – Tatus.....	107
Figura 23 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 595,7 ao km 603,7 – Lebres.....	108
Figura 24 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 515,7 ao km 519,8 – Canídeos.....	109
Figura 25 - Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 499,9 ao km 507,3 – Tamanduás-mirim.....	110

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AE1 – Análise Exploratória 1

AE2 – Análise Exploratória 2

AD – Análise Definitiva

BMU - *Best Matching Units*

CART - Concessionária Auto Raposo Tavares S/A

CBERS - *China-Brazil Earth Resources Satellite*

CCD - *Charge-Coupled Device*

CPLA/SMA - Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo

CSIRO - *Common-wealth Scientific and Industrial Research Organization*

FES - Floresta Estadual Semidecidual

FBDS - Fundo Brasileiro de Desenvolvimento Sustentável

GPS - *Global Positioning System*

GSOM - *Generalized SOM*

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDB – Índice de Davies-Bouldin

IGG - Instituto Geográfico e Geológico

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MDE - Modelo Digital de Elevação

PE - Parque Estadual

PPA - *Point Pattern Analysis*

RNA - Rede Neural Artificial

SANET - *Spatial Analysis along Networks*

SIG - Sistema de Informação Geográfica

SMA - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

SOM - *Self-Organizing Maps*

SPRING - Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas

UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

VGI - *Volunteered Geographic Information*

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
1.1 Justificativa .....	17
1.2 Objetivos.....	17
1.3 Estrutura do trabalho.....	18
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>20</b>
2.1 Ecologia de Estradas.....	20
2.2 Análises Espaciais em Ecologia de Estradas.....	23
2.2.1 Variáveis relacionadas ao atropelamento de animais silvestres em rodovias .....	25
2.2.2 Características da paisagem e a ocorrência de fauna no Estado de São Paulo ...	28
2.3 <i>Self-Organizing Maps</i> .....	30
<b>3. METODOLOGIA .....</b>	<b>38</b>
3.1 Área de estudo .....	38
3.2 Dados .....	39
3.2.1 Uso do Solo .....	41
3.2.2 Cana-de-açúcar .....	41
3.2.3 Elevação .....	42
3.2.4 Fauna silvestre .....	42
3.2.5 Rodovia .....	43
3.2.5.2 Análise comparativa entre atropelamento de fauna e levantamento de fauna no entorno da área de estudo .....	43
3.2.5.1 Atropelamento de fauna silvestre.....	47
3.3 Aplicação de ferramentas de análise espacial .....	52
3.3.1 Função K .....	52
3.3.2 Estimador de Densidade de Kernel.....	53
3.3.3 Análise de <i>Hotspots</i> via software Sirmiema v2.0 .....	55
3.4 <i>Self-Organizing Maps</i> .....	56
3.4.1 Seleção das variáveis dos dados de entrada no SOM.....	56

3.4.2	Preparação dos dados espaciais .....	61
3.4.3	Treinamento do conjunto de dados no <i>Self-Organizing Maps</i> (SOM).....	62
3.4.4	Visualização e análise de dados resultantes do treinamento SOM e segunda clusterização .....	65
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>66</b>
4.1	Função K.....	66
4.2	Estimador de Densidade de Kernel em rede.....	69
4.3	Análise de <i>Hotspots</i> via software Siriema v2.0 .....	79
4.4	<i>Self-Organizing Maps</i> .....	83
4.5	Integração dos resultados .....	98
<b>5.</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>111</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>114</b>
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	116

# 1. INTRODUÇÃO

Há duas décadas, um novo campo de estudos denominado Ecologia de Estradas, derivado da ecologia aplicada, começou a ser desenvolvido por ecólogos norte-americanos (BAGER; FONTOURA, 2012; COFFIN, 2007; FORMAN, 1998). A disciplina surgiu após a constatação de que as estradas provocam uma série de efeitos na dinâmica da fauna, bem como na dinâmica da paisagem e que tinham sido pouco estudados por ecólogos até então. De acordo com Forman et al. (2003), do ponto de vista biológico, as principais consequências da implantação de rodovias são a supressão de vegetação, perda de *habitat*, atropelamento e a mortalidade de fauna, afastamento dos animais da estrada devido à poluição sonora, e efeito de barreira, isto é, a atuação da rodovia como um isolador de populações, que reduz a conectividade e pode causar consequências como perda de populações e diversidade genética e, por fim, a perda de diversidade biológica. Tais efeitos podem ser mais ou menos significativos a depender da espécie de fauna e suas características. Além disso, os acidentes entre veículos e animais podem provocar sérias consequências aos usuários das rodovias, colocando vidas em risco e gerando altos custos tanto para os usuários como para os administradores de estradas (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013).

A Ecologia de Estradas reúne diversos especialistas que buscam compreender a dinâmica das populações de animais ao longo das estradas, identificar padrões nos atropelamentos de animais e traçar soluções para minimizar os problemas, tanto para rodovias existentes como para projetos de novas rodovias. Algumas das soluções propostas são a implantação de passagens de fauna subterrâneas, aéreas, instalação de cercas em trechos da rodovia, sinalização de trechos críticos, monitoramento por câmeras, entre outros.

A Engenharia de Transportes, mais especificamente no segmento de rodovias, tem como seu objeto de estudo a construção, manutenção, gestão e operação de rodovias e possui muitas ligações com a Ecologia de Estradas (FORMAN et al., 2003). Tanto a Engenharia de Transportes como a Ecologia de Estradas são disciplinas amplas, que abrangem diversos temas, como o uso do solo, o comportamento do motorista, aspectos sociais e econômicos, além das consequências sociais, econômicas e ambientais (FORMAN et al., 2003). Há estudos desenvolvidos na área de segurança rodoviária que buscam identificar padrões em acidentes rodoviários (XIE; YAN, 2008; BLAZQUEZ;

CELIS, 2013), utilizando metodologias semelhantes às utilizadas na Ecologia de Estradas, como o emprego de métodos estatísticos, ferramentas de geoprocessamento e análise espacial na identificação de padrões na ocorrência de acidentes rodoviários e atropelamento de pedestres, no caso da Engenharia de Transportes, e atropelamento de fauna, no caso da Ecologia de Estradas.

O atropelamento de um animal ocorre em um determinado ponto de uma estrada. Portanto, essencialmente é uma informação dotada de um atributo espacial. Quando o local das ocorrências é registrado precisamente, tem-se um conjunto de dados espaciais de padrão pontual, ou seja, um conjunto de pontos com coordenadas espaciais ao longo da estrada. Esse conjunto de dados pode ser explorado por meio de diversos métodos de análise espacial, e pode auxiliar na identificação de padrões no atropelamento de animais silvestres.

A análise espacial de eventos pontuais, conhecida como Análise de Padrões Pontuais (Point Pattern Analysis – PPA), tem sido explorada por cientistas espaciais e uma variedade de métodos tem sido desenvolvida para explorar a distribuição de eventos no espaço, identificar e estimar a sua intensidade, ou seja, o número de eventos por unidade de área, por meio de interpolações (CÂMARA; CARVALHO, 2004; SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2015). A Função K, por exemplo, avalia se existem áreas da estrada em que se concentram mais atropelamentos, e o Estimador de Densidade de Kernel, que gera um mapa de estimativas de densidade de eventos por área, ou por linha, a depender do método empregado, possibilitando a rápida identificação das áreas ou trechos com maior intensidade de um certo evento.

Além de análises relativas às características espaciais intrínsecas ao conjunto de dados em si, é possível relacioná-lo aos dados espaciais externos, como por exemplo ao uso do solo no entorno da rodovia, à topografia, à velocidade máxima da via, à sinuosidade, ao perfil longitudinal, entre outros. Forman et al. (2003) categorizam os fatores que afetam a mortalidade de animais em dois grandes grupos: o primeiro relativo às influências do tráfego, da rodovia e da paisagem, e o segundo relativo ao comportamento da espécie e ecologia (p.120). Do ponto de vista do primeiro grupo, o autor afirma que a proximidade ao *habitat* e a corredores de fauna afetam positivamente atropelamentos de fauna. Modelos estatísticos aliados às ferramentas de análise espacial têm sido recorrentemente empregados na área de Ecologia de Estradas para identificar a possível relação entre características da paisagem e da via e o atropelamento de animais silvestres, e também na área de Engenharia de Transportes para identificar a possível

relação entre características da via e do uso do solo no entorno e o atropelamento de pedestres ou acidentes rodoviários. Redes Neurais Artificiais (RNAs) também podem ser aplicadas no estudo de padrões espaciais de atropelamento de fauna. O *Self-Organizing Maps* (SOM) é um tipo de Rede Neural Artificial (RNA) capaz de auto-organizar um conjunto de dados multi-dimensionais em um mapa bidimensional, composto por uma matriz de neurônios, sendo utilizado principalmente para organização e visualização de dados complexos. O SOM tem sido aplicado em trabalhos de diversas áreas de estudo (KOHONEN, 2013; FRENKEL; BENDIT; KAPLAN, 2013; PARK et al., 2003; KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008; CÉRÉGHINO; PARK, 2009; BOROJEVIĆ et al., 2017; HOPTON; MAYER, 2006, CARNEIRO et al., 2012). Porém, até onde se tem conhecimento, o método ainda não foi usado no estudo de atropelamento de animais.

O Estado de São Paulo possui uma combinação de características ambientais, sociais e econômicas singular. Com 41,2 milhões de habitantes<sup>1</sup>, São Paulo passou por significativas transformações sociais e econômicas – desde o século XIX, com o auge e declínio da produção cafeeira, e a industrialização – e atualmente a região noroeste é ocupada pelo cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. A intensa ocupação e produção econômica provocaram a redução da cobertura florestal primitiva, que originalmente ocupava até 80% do território. Atualmente 16,3% do território do estado de São Paulo é ocupado por remanescentes florestais da mata atlântica (INPE; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017). Todavia, em função de sua posição geográfica, na transição entre a região tropical e a região subtropical, e de seu relevo, a biodiversidade do Estado de São Paulo ainda está entre as mais elevadas do país. São Paulo também possui uma extensa malha rodoviária, que, combinada com a alta biodiversidade, resulta em uma malha viária com alto potencial de atropelamento de animais.

A expectativa é que os resultados desta pesquisa contribuam para a compreensão dos padrões espaciais dos atropelamentos de diferentes tipos de mamíferos silvestres, uma informação fundamental para planejar soluções mais eficientes para este problema. Com os resultados da pesquisa, espera-se proporcionar novos tipos de informações que possam fundamentar soluções mais eficientes para a mitigação do atropelamento de fauna silvestre. Por exemplo, ao invés de se basearem apenas na intensidade de atropelamentos por trecho, a implementação das passagens de fauna poderá levar em consideração

---

<sup>1</sup> IBGE (Censo 2010)

aspectos do uso do solo do entorno e as características da rodovia. Os projetos das passagens de fauna poderão ser pensados para determinados tipos de animais, especificamente para aqueles que provavelmente cruzarão a estrada naquele ponto. Também se espera, com base nos resultados das médias de distância a partir das variáveis de uso do solo, como formação florestal e corpos d'água, propor um valor para o comprimento mínimo necessário das cercas de direcionamento da fauna. Conseqüentemente, espera-se que o número de acidentes com animais na estrada diminua.

## 1.1 Justificativa

Grande parte dos animais silvestres terrestres que vêm a óbito possuem como causa o atropelamento em rodovia em escala mundial (FORMAN, 1998; FREITAS; HAWBAKER; METZGER, 2010; TEIXEIRA et al., 2013a). Além do impacto direto na biodiversidade, atropelamentos de fauna em rodovias causam danos à segurança e aos bens dos usuários das rodovias (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013). Tais premissas tornam necessário investigar quais são os locais e as circunstâncias sob as quais ocorrem os atropelamentos de fauna, e encontrar padrões espaciais nos mesmos. Para tentar responder essa questão, as ferramentas de análise espacial podem ser bastante úteis. A pesquisa visa estudar o problema dos atropelamentos de fauna silvestre do ponto de vista da análise espacial. Além dos métodos de análise espacial já explorados em trabalhos anteriores – tais como o Estimador de Densidade de Kernel e a Função K, esse trabalho se destaca por utilizar outro método, que, até onde se tem conhecimento, não foi utilizado para investigar dados de atropelamento de fauna, como o *Self-Organizing Maps* (SOM). Por meio da aplicação do SOM, pretende-se encontrar relações entre atropelamentos de animais silvestres e variáveis que representam características de uso e cobertura do solo e caracterização da rodovia.

## 1.2 Objetivos

O objetivo geral do trabalho foi identificar padrões espaciais nos atropelamentos de fauna por espécie (nome popular) utilizando ferramentas de análise espacial e *machine learning*. Especificamente, buscou-se compreender a relação entre atropelamentos de

animais silvestres e variáveis que representam características de uso e cobertura do solo e caracterização da rodovia, tais como formação florestal, corpos d'água, silvicultura, áreas edificadas, velocidade máxima permitida, volume de tráfego, entre outras.

### **1.3 Estrutura do trabalho**

Com intuito de alcançar os objetivos propostos, o trabalho foi organizado da seguinte forma:

No capítulo 2 - Revisão Bibliográfica é apresentada a fundamentação teórica do trabalho, que se concentrou em dois principais temas, o tema Ecologia de Estradas e o algoritmo *Self-Organizing Maps* (SOM).

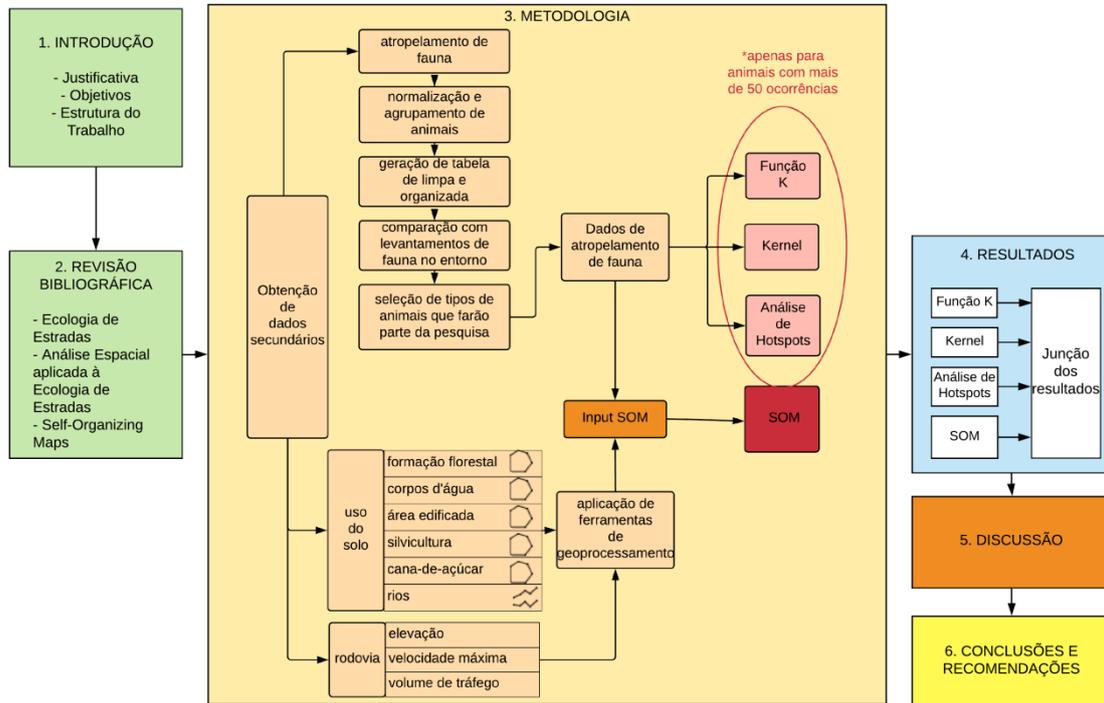
No capítulo 3 - Metodologia, são apresentados a área de estudo do trabalho, os dados secundários utilizados e a metodologia seguida. A metodologia envolveu a obtenção e pré-processamento dos dados espaciais secundários, aplicação de ferramentas de análise espacial nos dados de atropelamento de fauna silvestre – Função K, Estimador de Densidade de Kernel e Análise de *Hotspots* – e por fim o uso do SOM para estabelecer relações entre os animais atropelados e as variáveis que representam características de uso do solo e da rodovia. Em cada um dos subitens, explica-se brevemente a teoria do método e como o mesmo foi aplicado no trabalho.

No capítulo 4 – Resultados, são apresentados os resultados obtidos após cada uma das análises realizadas. Depois, juntou-se as informações resultantes em cada uma das análises a fim de estabelecer um padrão espacial para cada espécie (nome popular). Por fim, é feita uma análise unificada acerca dos resultados obtidos.

No capítulo 5 – Discussão, são salientadas as principais descobertas da pesquisa, e as mesmas são comparadas com a bibliografia.

No capítulo 6 – Conclusões e Recomendações, é feito um breve resumo das principais descobertas do trabalho e algumas recomendações para trabalhos futuros.

**Figura 1 – Fluxograma da estrutura do trabalho**



Fonte: Larissa S. Tsuda

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Ecologia de Estradas

Os primeiros estudos que relacionaram rodovias ao atropelamento de animais foram conduzidos por pessoas de alguma forma ligadas à manutenção destas estruturas, e que tinham como objetivo resolver o problema da alta taxa de mortalidade de fauna em rodovias, sejam pesquisadores acadêmicos da área de Engenharia de Transportes e Planejamento, ou mesmo profissionais que atuavam diretamente no planejamento e manutenção de rodovias (FORMAN et al., 2003). Muitos desses trabalhos não eram científicos, mas relatórios internos voltados à resolução de problemas locais (FORMAN et al., 2003). Tais iniciativas, de cunho prático, ocorreram principalmente na Europa Ocidental – na Holanda, Alemanha, Suíça e França, e também na América do Norte – nos Estados Unidos e Canadá. Relatórios com o cálculo das taxas de atropelamentos de fauna datam de desde 1920 nos EUA, Canadá e Escandinávia, e foram impulsionados pelos impactos causados pelos acidentes rodoviários envolvendo grandes mamíferos (FORMAN et al., 2003). A partir da década de 1970, surgiram os primeiros estudos sobre o impacto das rodovias na fauna silvestre. Em 1998, o ecólogo Richard Forman escreveu o editorial de uma edição da revista *Landscape Ecology* chamando atenção para o tema (FORMAN, 1998). Tal publicação pode ser considerada um marco do início do campo de estudo de Ecologia de Estradas, uma disciplina interdisciplinar, envolvendo profissionais das áreas de Ecologia, Engenharia, Geografia. Além de Forman (1998), outros autores (SPELLERBERG, 1998; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; SEILER, 2001) passaram a pesquisar quais os principais impactos das rodovias na fauna silvestre. Coffin (2007) compilou 23 publicações de revistas científicas publicadas entre 1971 e 2003 nesta temática, sendo que os assuntos explorados foram: a rodovia como barreira ao movimento dos animais (em 8 estudos), a rodovia como agente causador de mortalidade de animais (em 9 estudos) e a modificação do comportamento de espécies (em 6 estudos).

De acordo com Forman et al. (2003), do ponto de vista biológico, as principais consequências da implantação de rodovias na biota são o atropelamento e a mortalidade de fauna, perda de *habitat*, afastamento dos animais da estrada devido à poluição sonora, e efeito de barreira, isto é, a atuação da rodovia como um isolador de populações, que

reduz a conectividade e pode causar consequências como perda de população e diversidade genética e, por fim, a perda de diversidade biológica.

O impacto das rodovias nas populações de animais silvestres varia de acordo com a espécie. Em geral, espécies ameaçadas de extinção, com baixas taxas de reprodução, e gerações longas, como algumas espécies de carnívoros de grande porte, podem ser mais impactadas por atropelamentos. Já espécies não ameaçadas, porém com altas taxas de atropelamento, podem não ter sua população total afetada pelas altas taxas de mortalidade causada em rodovias (COFFIN, 2007). Porém, há exceções, como espécies ameaçadas que evitam estradas, logo, não têm altas taxas de atropelamento. Espécies com maior mobilidade são mais vulneráveis ao atropelamento. Animais generalistas são mais suscetíveis à mortalidade por atropelamento do que a outros efeitos causados pelas estradas, como perda de *habitat* e perda de conectividade. Espécies que evitam estradas e barulho têm menos chances de serem atropelados. Já algumas espécies de répteis são atraídas pelas estradas e se tornam mais vulneráveis ao atropelamento (FORMAN et al., 2003, p. 120).

Ao inverter o ponto de vista, isto é, considerar os impactos da fauna nas rodovias, pode-se afirmar que os acidentes entre veículos e animais podem provocar sérias consequências aos usuários das rodovias, colocando vidas em risco e gerando altos custos tanto para os usuários como para os administradores de estradas (HUIJSER et al., 2009; HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013). Os acidentes rodoviários envolvendo a fauna, especialmente os médios e grandes mamíferos, podem causar danos e até a morte de usuários das rodovias, e geram custos de reparos de veículos, e com tratamentos médicos. Por esses motivos, há muito interesse nas pesquisas que tratam deste problema (FORMAN et al., 2003).

Uma possível solução a esse problema é a instalação de passagens de fauna e cercas de direcionamento para conduzir os animais a cruzarem a pista em segurança. De acordo com Huijser et al. (2013), a implantação de medidas mitigadoras como passagens de fauna e cercas beneficia a segurança do usuário, a conservação da natureza e também pode ser um investimento econômico. Huijser et al. (2013) se propuseram a pesquisar se os custos associados aos reparos de veículos envolvidos em colisões com capivaras podem ser maiores que os custos de implantação de medidas mitigadoras, como passagens de fauna. Os autores calcularam a relação custo-benefício da implantação de

quatro tipos de medidas mitigadoras – cercas de direcionamento exclusivamente, e aliadas a três distintos tipos de dutos que servem como passagens de fauna subterrâneas (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013). A análise se dá pela relação entre o valor da implantação da medida mitigadora, por segmentos de 1 km de comprimento e o número de atropelamento de capivaras por quilômetro por ano, sendo que toda a extensão das rodovias é analisada individualmente. Nessa lógica, um trecho que apresenta grande ocorrência de atropelamentos de fauna teria um gasto com reparos de veículos superior aos custos de implantação de medidas mitigadoras de atropelamento de fauna. Os resultados deste trabalho mostraram que os custos associados a colisões com capivara possuem picos altos em alguns segmentos, nos quais a implantação de passagens de fauna e cercas de direcionamento poderia ser eficiente (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013).

Para passagens de fauna serem mais eficientes, elas têm que ser utilizadas pelo maior número de animais possível, e evitar que os animais cruzem a pista. Recomenda-se a instalar de cercas de direcionamento paralelas à rodovia e adjacentes às passagens de fauna, para que afunilem os animais e os conduzam em direção à passagem de fauna (VAN DER REE; GAGNON; SMITH, 2015).

Na área de Ecologia de Estradas, têm sido realizados trabalhos com diferentes tipos de enfoque. Há trabalhos para discutir resultados de levantamentos primários de atropelamentos de fauna (ROWDEN; STEINHARDT; SHEEHAN, 2008), trabalhos com foco em espécies específicas de animais (TAYLOR et al., 2002; HUIJSER; BERGERS, 2000), trabalhos que avaliam a eficiência de passagens de fauna (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2009), trabalhos que estimam os custos gerados pelos acidentes com fauna e os custos para implantação de medidas mitigadoras (HUIJSER et al., 2009; HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013), trabalhos para compreender os padrões espaciais de atropelamentos de fauna, por meio de métodos de análise espacial, por meio da regressão logística (BARTHELMESS, 2014; CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015), do Estimador de Densidade de Kernel (BARTHELMESS, 2014), da Função K de Ripley (BARTHELMESS, 2014; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; COELHO et al., 2012; CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; RAMP et al., 2005; TEIXEIRA et al., 2013a), entre outros. Todos os subtemas são relativamente recentes e necessitam de mais tempo, estudos e resultados para serem aprimorados.

Este trabalho é focado no subtema que utiliza ferramentas de análise espacial para caracterizar os padrões espaciais dos atropelamentos de fauna.

No Brasil, o estudo da Ecologia de Estradas é recente. A partir da década de 90, foram realizados os primeiros estudos visando a mitigação de atropelamentos em determinadas rodovias, que apresentavam altas taxas de mortalidade de fauna (BAGER; FONTOURA, 2012). Até onde se tem conhecimento, a produção científica sobre ecologia de estradas no Brasil teve início a partir do artigo publicado por Novelli et al. (1988). Segundo o levantamento e análise do estado da arte dos trabalhos abordando o atropelamento de animais silvestres no Brasil, realizado por Dornas et al. (2012), o interesse de pesquisadores pelo tema de atropelamento de fauna tem crescido nos últimos anos. Bager e Fontoura listaram para o período 2010-2012 a publicação de 6 artigos científicos sobre atropelamento de fauna em revistas nacionais e internacionais (BAGER; FONTOURA, 2012).

## **2.2 Análises Espaciais em Ecologia de Estradas**

Assim como o atropelamento de um pedestre, o atropelamento de um animal é evento pontual cuja localização pode ser registrada por meio de um par de coordenadas. Os atropelamentos de fauna são fenômenos que ocorrem em um determinado ponto na estrada e a localização precisa de cada evento pode ser registrada com o auxílio de um dispositivo com *Global Positioning System* (GPS). Dessa forma, este dado pode ser explorado por meio de diversos métodos de análise espacial.

Gunson e Teixeira (2015) salientam que a facilidade no uso de dispositivos GPS, presente em telefones celulares, câmeras digitais e outros tem contribuído para o rápido crescimento de iniciativas voltadas à mitigação de atropelamentos de fauna, porém, raramente essas iniciativas e atores se unem para discutir e implementar um banco de dados integrado e estabelecer padrões de qualidade acerca do conteúdo coletado. Além disso, ainda há conjuntos de dados sobre atropelamento de fauna sendo coletados sem a localização precisa. Gunson et al. (2009) afirma que a acurácia da localização do atropelamento é extremamente importante pois determina a confiança no uso do dado para implementar medidas mitigadoras ao longo de rodovias.

O dado de atropelamento de fauna em rodovias pode ser explorado por ferramentas de autocorrelação espacial. Parte-se do princípio que os dados não são estacionários, ou seja, não ocorrem de forma homogênea ao longo da extensão da estrada.

A análise espacial de eventos pontuais, conhecida como Análise de Padrões Pontuais (Point Pattern Analysis – PPA), tem sido explorada por cientistas espaciais e uma variedade de métodos tem sido desenvolvida para explorar a distribuição de eventos no espaço, identificar e estimar a sua intensidade, ou seja, o número de eventos por unidade de área, por meio de interpolações (CÂMARA; CARVALHO, 2004; SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2015). Os métodos podem ser classificados em duas grandes categorias: de primeira e segunda ordem.

Os métodos de primeira ordem focam nas propriedades essenciais dos eventos pontuais e medem a variação da densidade, que pode ser uma resposta a uma variável causal. Por exemplo, método quadrático e o Estimador de Densidade de Kernel (CÂMARA; CARVALHO, 2004; SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2015).

Os métodos de segunda ordem examinam a interação entre eventos pontuais, ou seja, quando a presença de um ponto faz com que outros sejam mais prováveis de ocorrer em sua vizinhança imediata. Por exemplo, a Função K e o Vizinho Mais Próximo (CÂMARA; CARVALHO, 2004; SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2015).

Para avaliar se a distribuição de pontos em um determinado espaço é aleatória ou se ela segue um padrão de agrupamento, ou seja, se existem áreas da estrada em que se concentram mais atropelamentos, a estatística K de Ripley, ou Função K pode ser empregada. A função K de Ripley tem sido aplicada para verificar se as localizações dos atropelamentos de fauna em uma rodovia estão distribuídas de forma estacionária, agrupada ou segregada, onde valores positivos indicam a interação positiva entre duas variáveis, enquanto valores negativos indicam segregação espacial ou repulsão entre eles (BARTHELMESS, 2014; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008; COELHO et al., 2012; CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; RAMP et al., 2005; TEIXEIRA et al., 2013a).

O Estimador de Densidade de Kernel é uma ferramenta que produz uma superfície suave de densidade de eventos pontuais no espaço por meio de cálculos de densidade estimada. A ferramenta gera estimativas de densidade em cada ponto de uma área, por meio de pesos diferentes dos eventos dentro de uma esfera de influência. A intensidade estimada em uma célula está relacionada à distribuição nas células vizinhas (BAILEY; GATRELL, 1995; YU; TINGHUA; SHAO, 2015).

Uma das vantagens do Kernel é que as suas quebras são mais tênues do que em outras ferramentas de análise de densidade, gerando uma visualização mais suave e de fácil compreensão, que permite detectar os *hotspots*, ou *hotzones*, de eventos pontuais, ou seja, as áreas de maior densidade de pontos.

Além dos valores de densidade estimados, pode-se identificar *hospots* por meio dos números de ocorrência reais, isto é, não estimados, com o auxílio do software SIRIEMA (<http://www.ufrgs.br/siriema/>), desenvolvido pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

### **2.2.1 Variáveis relacionadas ao atropelamento de animais silvestres em rodovias**

Modelos estatísticos aliados às ferramentas de análise espacial têm sido recorrentemente empregados na área de Ecologia de Estradas para identificar se existe relação entre características da paisagem e da via e o atropelamento de animais silvestres (CLEVENGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; BARTHELMESS, 2014; FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015).

Gunson, Mountrakis e Quackenbush (2011) realizaram uma importante revisão dos trabalhos publicados neste tema. Os autores compararam 24 artigos que usaram modelos estatísticos para analisar quantitativamente a influência de preditores na localização de atropelamentos de fauna. Os autores classificaram os preditores em dois tipos: relativos à paisagem ou à rodovia, e separaram os resultados por grupo de animais, sendo eles (a) ungulados<sup>2</sup>, (b) carnívoros, (c) vertebrados de pequeno a médio porte, (d) pássaros e (e) anfíbios e répteis. Os preditores mais significantes estatisticamente dentre todos os artigos analisados são reproduzidos a seguir.

Os fatores relativos à paisagem que se destacaram foram:

1. floresta e *habitats* de áreas abertas ao redor de rodovias estão relacionados ao aumento de atropelamento de ungulados
2. agricultura e áreas urbanas no entorno de rodovias estão relacionados à diminuição de atropelamento de ungulados
3. a diversidade de paisagens está relacionada ao aumento de atropelamento de ungulados

---

<sup>2</sup> Ordem (*Ungulata*) de mamíferos, cujos dedos ou patas são providos de cascos.

4. áreas urbanas diminuíram o risco de atropelamento de fauna, exceto para duas espécies de aves, *Athene noctua* e *Hirundo rustica*

5. o número de acidentes com vertebrados não ungulados aumenta na presença de represas, lagos ou superfícies dos rios.

6. o número de acidentes com vertebrados de pequeno a médio porte aumenta em baixas altitudes para quatro espécies analisadas

Os fatores relativos à rodovia que se destacaram foram:

(i) terreno plano, maior volume de tráfego e maior limite de velocidade, diminuição da visibilidade, e a presença de matas ciliares de corredores aumentam o número de acidentes para todos os grupos de animais estudados

(ii) barreiras de proteção, como barreiras *Jersey* e *guardrails*, diminuíram a probabilidade de um acidente com ungulados.

Além das descobertas destacadas por Gunson, Mountrakis e Quackenbush (2011), podemos ainda incluir outras, de resultados de outros artigos que realizaram análises espaciais similares (BUENO; FAUSTINO; FREITAS, 2013; BARTHELMESS (2014); FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, (2015)):

(i) a variação de *habitat* entre os dois lados da pista reduziu as chances de ocorrer atropelamento de mamíferos no norte do estado de Nova Iorque, Estados Unidos (BARTHELMESS, 2014).

Segundo Barthelmess (2014), os animais evitam cruzar uma estrada onde não há um corredor formado pelo mesmo *habitat* nos dois lados da estrada. Ainda nesse estudo, a largura da estrada foi considerada um preditor importante. Para todos os grupos estudados, quanto maior a largura da estrada, mais tempo o animal leva para cruzá-la, e maior é a chance de ele ser atingido por um veículo.

(ii) áreas urbanas estão relacionadas ao aumento de atropelamento de loboguará (*Chrysocyon brachyurus*) em uma área de cerrado ao redor da rodovia SP-225, no estado de São Paulo (FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015).

(iii) A proximidade ao cultivo de cana-de-açúcar diminuiu a probabilidade de atropelamento de lebres européias (*Lepus europaeus*) em uma área de cerrado ao redor da rodovia SP-225, no estado de São Paulo (FREITAS, OLIVEIRA, CIOCHETI, 2015).

(iv) o atropelamento de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) foi associado sobretudo à proximidade de rios, mas também com alta cobertura de vegetação herbácea, e baixa cobertura florestal em uma rodovia interestadual entre os municípios Rio de Janeiro e Juiz de Fora (BUENO; FAUSTINO; FREITAS, 2013).

(v) cruzamentos de rios com estradas e água no entorno na estrada foram associados ao aumento de atropelamento de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) em sete rodovias no Estado de São Paulo (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013).

Os artigos analisados sugerem que características da paisagem e das rodovias podem explicar os atropelamentos de fauna. Dentre todos os estudos citados, alguns preditores apresentaram relação com o atropelamento de fauna silvestre em maior frequência, como proximidade aos corpos d'água e proximidade à vegetação (BARTHELMESS, 2014; BUENO; FAUSTINO; FREITAS, 2013; FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015). A vegetação oferece proteção e alimento aos animais (GUNSON; MOUNTRAKIS; QUACKENBUSH, 2011). Nesta pesquisa, é esperado que tais preditores também apresentem relação com o atropelamento de animais silvestres. Porém, espera-se descobrir não apenas se tais preditores aumentam o atropelamento de animais em geral, mas quais tipos de animais são mais afetados, e quais são as escalas de análise apresentam resultados mais claros.

De acordo com Gunson, Mountrakis e Quackenbush (2011), uma limitação deste método estatístico é considerar cada fator preditivo isoladamente, enquanto na realidade os fatores interagem entre si e uma conjunção de fatores converge para um resultado. Dessa maneira, torna-se difícil mensurar a influência de cada fator preditivo no atropelamento de animais.

Os resultados obtidos nos trabalhos citados são importantes para a evolução do estudo nessa área de pesquisa, pois apresentaram novas descobertas sobre a dinâmica da fauna em ambientes fragmentados por rodovias, por exemplo, quais são os locais mais utilizados pelos animais para cruzarem a rodovia. Tais informações são fundamentais para o planejamento de projetos voltados à mitigação dos atropelamentos de fauna, como a escolha dos melhores locais para implantar passagens de fauna, cercas de direcionamento para tais passagens, e sinalização de locais com maior risco de atropelamento.

## 2.2.2 Características da paisagem e a ocorrência de fauna no Estado de São Paulo

Para identificar quais classes de uso do solo são mais determinantes para ocorrência de fauna silvestre, além do levantamento de trabalhos na área de atropelamento de fauna, realizou-se uma revisão bibliográfica dos *habitats* e modo de vida dos animais silvestres nos Biomas Mata Atlântica e Cerrado, que são encontrados na área de estudo. Foram encontradas informações relevantes em Planos de Manejo de Áreas Protegidas próximas à área de estudo e em artigos científicos.

É comum pensar que os animais silvestres vivem em áreas de vegetação nativa. Porém, outros tipos de cobertura do solo – tais como florestas de pinus, eucalipto, e até áreas urbanas – também podem ser exploradas pelos animais silvestres.

Lyra-Jorge, Ciocheti e Pivello (2008) pesquisou como os mamíferos carnívoros usam a paisagem em uma área mosaicada de 50 ha, composta por diferentes fitofisionomias – cerrado, cerradão, floresta semidecídua e plantação de eucalipto, no estado de São Paulo. A pesquisa incluiu 10 espécies de mamíferos carnívoros, e de maneira geral não apresentou diferenças muito significantes entre a distribuição de registros de animais nas diferentes formas de vegetação analisadas, ou seja, cerradão, cerrado e eucalipto. Porém, na análise realizada por espécie, a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o quati (*Nasua nasua*) e a jaritataca (*Conepatus semistriatus*) são espécies geralmente encontradas próximas de fisionomias do cerrado. Já as espécies cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), irara (*Eira barbara*) mostraram habilidade em se adaptar a ambientes antropogênicos, como por exemplo em áreas de eucalipto. As populações cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), irara (*Eira barbara*) foram mais frequentemente encontradas nas áreas de plantação de eucalipto do que nas fitofisionomias de cerrado, o que dá a entender que elas preferem se locomover pelo eucalipto. O estudo reitera a ideia que mamíferos carnívoros de médio e grande porte em ambientes fragmentados exploram regiões como um todo, e não habitam exclusivamente fragmentos de vegetação nativa. Assim, as matrizes altamente permeáveis – diversos elementos da paisagem que compõem um mosaico e cercam fragmentos de vegetação nativa – conectam *habitats* e permitem movimentos de animais ao longo da paisagem, preservando processos que são essenciais à persistência de populações de carnívoros.

Além da silvicultura, existem estudos que citam a ocorrência de animais silvestres em áreas de plantio de cana-de-açúcar (FERRAZ et al., 2007), um tipo de cobertura do solo antrópica muito significativo no interior do estado de São Paulo.

O Parque Estadual Rio do Peixe é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral localizada a 30 quilômetros ao norte da área de estudo - rodovia SP-270 - e possui uma área de 7.720 hectares. De acordo com o Plano de Manejo do PE Rio do Peixe (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010), a região onde se localiza o parque é caracterizada por modificações da paisagem natural, por ter sido ocupada por atividades antrópicas, tais como criação de bovinos e plantações de cana-de-açúcar. A área do parque é ocupada pelas fisionomias de vegetação apresentadas na Tabela 1:

**Tabela 1 - Áreas ocupadas pelas fisionomias no interior do PE Rio do Peixe**

<b>Fisionomia</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>%</b>
Antrópico	2.045,93	26,5
Cana-de-Açúcar	283,24	3,67
Floresta Estacional Semidecidual (FES)	1.265,17	16,39
Vegetação Secundária da FES	908,5	11,77
FES em estágio inicial de regeneração	263,02	3,4
Formação Arbórea/ Arbustiva/ Herbácea de Várzea	2.293,22	29,7
Vegetação Aquática	4,77	0,06

Organização: Larissa S. Tsuda.

Fonte: Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, 2010.

O entorno do parque, considerando um raio de 10 km a partir do seu limite, é predominantemente ocupado por cana-de-açúcar e pastagem, com destaque para a cana-de-açúcar, que nos últimos anos avançou sobre a pastagem. Os fragmentos florestais do entorno possuem elevado grau de isolamento e são pouco representativos, muitas vezes associados às matas ciliares ao redor dos corpos d'água afluentes do Rio do Peixe. A fragmentação das áreas nativas é considerada pelo referido plano de manejo como a principal ameaça à fauna remanescente na região.

O diagnóstico de fauna do plano de manejo levantou 38 espécies de mamíferos silvestres na área do parque e entorno, sendo que 16 se encontravam sob algum grau de ameaça no Estado de São Paulo em 2006, época em que o estudo foi realizado (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010). Justamente as espécies ameaçadas de extinção dependem da preservação dos fragmentos de vegetação nativa, pois são nesses ambientes

que elas obtêm os recursos para conseguir se manter. Além disso, o levantamento verificou que havia um maior número de espécies nas áreas nativas sob influência do Rio do Peixe e um número menor nos fragmentos pequenos possuindo como entorno áreas antrópicas. Já espécies consideradas generalistas e com capacidade de se movimentarem ao longo de diferentes ambientes podem se adaptar aos novos ambientes, que não sejam vegetação nativa.

Dotta (2005) comparou a riqueza de mamíferos em diferentes ambientes na paisagem de uma área no centro-leste do estado de São Paulo, e verificou que a riqueza de mamíferos terrestres foi maior nos ambientes nativos, porém, entre as áreas agrossilvipastoris, constatou que as plantações de eucalipto e canaviais registram maior número de espécies do que áreas de pastagem. Sendo assim, ainda de acordo com o plano de manejo referido:

considerando o cultivo da cana-de-açúcar como matriz predominante na paisagem do entorno e se os fragmentos ao redor forem conectados ao Parque por meio da recuperação de matas ciliares e implantação de corredores ecológicos, boa parte da mastofauna existente conseguirá transitar pelos mesmos, cumprindo assim funções elementares de manutenção do fluxo populacional (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010, p. 102).

Os estudos de Lyra-Jorge, Ciocheti e Pivello (2008) e da Fundação Florestal (2008) apontam que a redução de áreas com vegetação nativa é a principal ameaça à fauna silvestre. Além disso, os estudos mostram que áreas antropizadas, tais como áreas de cultivo de cana-de-açúcar e silvicultura, são utilizadas pela fauna como áreas de transição entre fragmentos de vegetação nativa. Portanto, além das áreas de cobertura vegetal, também foram consideradas como variáveis áreas de cultivo de cana-de-açúcar, silvicultura e áreas antropizadas.

### **2.3 *Self-Organizing Maps***

O *Self-Organizing Maps* (SOM) é uma ferramenta baseada em uma Rede Neural Artificial (RNA) para análise e visualização de dados, que reorganiza um conjunto de dados N-dimensional, sendo  $N$  o número de variáveis envolvidas, e os retorna na forma de uma representação gráfica bidimensional, denominada mapa (MIKULA; FRASER; LEE, 2008). Porém, os mapas gerados pelo SOM não são mapas cartográficos. O algoritmo SOM extrai informação de um conjunto de dados multidimensional e o mapeia

em menos dimensões – em duas ou três dimensões (CHOON, 2011). A sua base biológica foi inspirada na forma de organização dos mapas cerebrais. As primeiras ideias que deram origem ao método *Self-Organizing Maps* (SOM) foram criadas pelo físico alemão Christoph von der Malsburg em 1973, sendo posteriormente desenvolvidas e refinadas pelo engenheiro finlandês Teuvo Kohonen, a partir de 1982 (KOHONEN, 2001).

O SOM classifica o conjunto de dados de acordo com a similaridade de N-variáveis simultaneamente, ou seja, considera que cada uma das variáveis atua conjuntamente com as demais, convergindo para um padrão. Dessa forma, o SOM permite identificar as variáveis que possuem maior influência no atropelamento de animais em relação às demais.

O SOM é um método ideal para analisar dados complexos pois consegue extrair relações de dados lineares e não-lineares, que podem ser aplicados para classificação e associação (PARK et al., 2003). Em contraste, métodos estatísticos, como a regressão linear, não são capazes de interpretar dados não-lineares (KARLAFTIS; VLAHOIANNI, 2011), tais como são os dados ecológicos.

As amostras do conjunto de dados são agrupadas de acordo com a maior similaridade pelo algoritmo, dentro dos chamados neurônios. Os neurônios fisicamente próximos no mapa de saída do SOM possuem padrões similares (KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008).

A primeira etapa do SOM é a obtenção e normalização dos dados – nesta etapa escolhe-se quais os dados e quais atributos serão analisados pelo SOM, e normaliza-se os dados para evitar que certos atributos tenham um impacto muito alto em comparação com os demais. A normalização assegura que todas as variáveis, ou atributos, tenham o mesmo peso no SOM (VESANTO et al., 2000). Os dados de entrada para a análise SOM devem ser organizados na forma de tabela. Nesta tabela, cada linha deve apresentar uma amostra, isto é, um registro de acidente, e as colunas são os atributos das amostras. Dessa forma, cada coluna da tabela conterá todos os valores para uma variável. É obrigatório que as células contenham valores numéricos para os atributos. Para isso, dados com valores categóricos devem ser transformados em valores numéricos. Neste trabalho, a espécie e o período do dia em que o animal foi atropelado são exemplos de dados categóricos, que foram transformados em valores numéricos. Um procedimento convencional, amplamente usado por usuários SOM, para o tratamento de dados categóricos no SOM é transformá-los em valores binários na etapa pré-treinamento. Nesse procedimento, cada valor categórico é convertido em um atributo binário no novo conjunto de dados (HSU,

2006). Para ilustrar este procedimento, é apresentado um exemplo de conjunto de dados e sua referida tabela, ou também denominado input SOM, pode ser verificado na Figura 2:

**Figura 2 - Exemplo de conjunto de dados e input SOM**

● **Exemplo dos Animais** ●



	Pequeno	Médio	Grande	2 patas	4 patas	Pelo	Casco	Juba	Pena	Caça	Corre	Voa
Pombo	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Galinha	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Pato	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Ganso	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Coruja	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
Falcão	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
Águia	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
Raposa	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Cão	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
Lobo	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0
Gato	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Tigre	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
Leão	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0
Cavalo	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0
Zebra	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0
Vaca	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Homem	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0

Fonte: Cleyton Carneiro

OBS: Exemplo ilustrativo. Não representa os dados usados neste trabalho.

Hsu (2006) aprofunda a questão do uso de dados categóricos no SOM. O autor salienta que o procedimento de transformar dados categóricos em valores binários na etapa pré-treinamento, tal como ilustrado na Figura 2, possui desvantagens, entre elas o aumento da dimensionalidade do conjunto de dados, e a incapacidade de reconhecer

similaridades e relações intrínsecas permeadas aos valores categóricos. Os resultados da análise do treinamento SOM não distinguem similaridades dentre os valores categóricos envolvidos. Para solucionar este problema, Hsu (2006) propõe um modelo chamado *Generalized SOM* (GSOM), que permite o uso misto (dados contínuos e categóricos) diretamente e preserva fielmente as relações topológicas entre as variáveis. Hsu (2006) se utiliza de um conceito hierárquico, que atribui pesos às variáveis, com base na posição das mesmas dentro de uma estrutura hierarquizada. No estudo de caso de Hsu (2006), os valores categóricos são tipos de bebidas (por ex: coca-cola, pepsi, mocca e nescafé). O *Generalized SOM* leva em consideração a similaridade entre os tipos de bebidas e atribui pesos à eles. A desvantagem do método convencional em relação ao *Generalized SOM* é que o resultado do treinamento SOM não levaria em consideração que alguns tipos de bebida, por exemplo coca-cola e pepsi, são mais próximos entre si que outros, como o mooca. Porém, para o objeto da presente pesquisa, a interdependência entre as espécies de animais é interessante e proposital, pois o objetivo é que o algoritmo identifique as relações entre as variáveis de forma independente e não induzida. Portanto, para o presente estudo de caso, decidiu-se por não fazer uma hierarquização de variáveis categóricas, tal como o *Generalized SOM*, mas sim por utilizar o método SOM convencional, com o uso misto de dados categóricos e contínuos, em que os valores dos dados categóricos serão convertidos em atributos binários antes do treinamento do algoritmo.

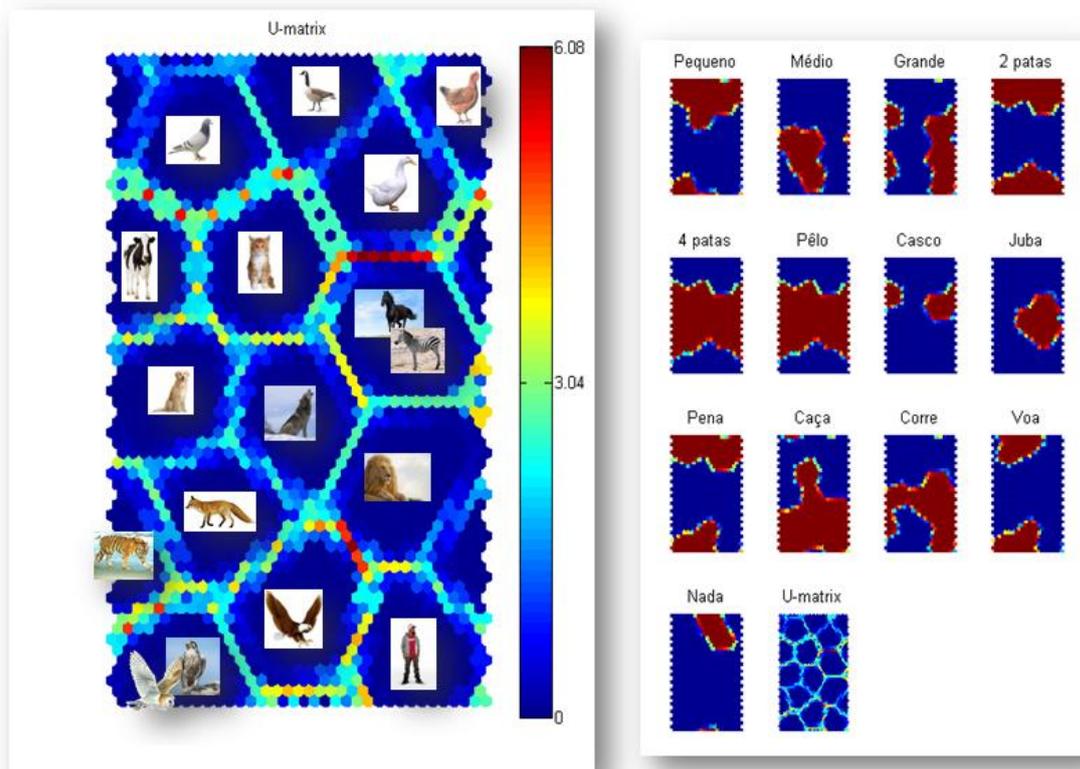
A segunda etapa do SOM é o treinamento, ou operação realizada pelo algoritmo. O método SOM é um tipo de aprendizado competitivo e não-supervisionado, ou seja, não exige nenhuma interferência humana. Por apresentar tais características, o SOM é considerado um método imparcial e ideal para analisar dados em que não se sabe qual é o resultado esperado (MIKULA; FRASER; LEE, 2008).

O treinamento é realizado pelo próprio algoritmo, que é capaz de aprender a partir da competição entre neurônios. O treinamento consiste na seleção de uma amostra randômica e, em seguida, da busca do neurônio mais próximo à essa amostra em um espaço multidimensional, ou seja, do neurônio com maior similaridade àquela amostra. Este será o chamado neurônio vencedor para aquela amostra, ou também denominado Best Matching Unit (BMU) (KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008). A posição do BMU e dos neurônios vizinhos no espaço multidimensional são atualizados, de forma a reproduzir o padrão da amostra. Esse processo é repetido para cada amostra. O treinamento geralmente é dividido em duas fases, inicial e final. Na fase inicial, que é

mais grosseira, a localização dos neurônios no espaço multidimensional é aleatória, e na medida que cada amostra é treinada e é definido o neurônios vencedor (BMU) da vez, o mesmo e o neurônios vizinhos à ele se movem radicalmente no espaço (COMPIN; CÉRÉGHINO, 2007). Já na fase final ocorre o refinamento do treinamento. Nessa fase, somente os neurônios adjacentes aos BMUs são atualizados, de forma sutil. No fim do treinamento cada amostra é inserida em um determinado BMU, ou seja, é incluída em um neurônio da matriz de neurônios. O número de iterações recomendado é 500 vezes o número de neurônios (KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008).

A terceira etapa do SOM é a visualização e análise dos dados gerados pelo algoritmo pode ser feita por meio de mapas e gráficos. O mapa principal é denominado *U-matrix*, uma matriz de distância unificada que apresenta os graus de distância entre os neurônios. Cores mais quentes, avermelhadas, indicam maior distância ou dissimilaridade e cores mais próximas do azul indicam menor distância ou similaridade. Áreas mais avermelhadas, ou azul claras, podem ser consideradas os separadores de clusters, e as áreas mais próximas do azul escuro podem ser consideradas como os clusters. Além da *U-matrix*, são gerados mapas (de 2 ou 3 dimensões) para cada uma das variáveis. Esses mapas apresentam a matriz de unidades do mapa, e a escala de cores mostra em quais unidades há maior contribuição da variável para a análise. Para o exemplo de conjunto de dados apresentado anteriormente, na Figura 2, os mapas bidimensionais das variáveis são apresentados na Figura 3. Além da matriz de unidades, e dos mapas de cada variável, é possível visualizar os dados de outras formas, por exemplo por meio de uma segunda clusterização. Essa clusterização é opcional e tem como vantagem principal apresentar os resultados de uma maneira mais compreensiva (FRENKEL; BENDIT; KAPLAN, 2013). Há alguns métodos para realizar a clusterização – *k-means*, *neural gas*, etc. O *k-means* é um método comumente usado, baseado em um número pré-determinado de classes definido pela análise Davies-Bouldin (CARNEIRO et al., 2012). A segunda clusterização para o conjunto de dados apresentado anteriormente pode ser visualizado na Figura 4. Cabe ressaltar que esse exemplo é ilustrativo, apenas para facilitar o entendimento da lógica por trás do SOM.

**Figura 3 - Exemplo de mapas bidimensionais das variáveis SOM**



Fonte: Cleyton Carneiro

OBS: Exemplo ilustrativo. Não representa os dados usados neste trabalho.

**Figura 4 - Exemplo de segunda clusterização SOM**



Fonte: Cleyton Carneiro

OBS: Exemplo ilustrativo. Não representa os dados usados neste trabalho.

O SOM é uma ferramenta que tem sido aplicada principalmente em análises exploratórias, estatísticas e organização de textos, análises industriais, de controle e telecomunicação, análises biomédicas e aplicações financeiras (KOHONEN, 2013). Além disso, o SOM tem sido aplicado em trabalhos de diversas outras áreas de estudo, desde pesquisas sobre estilo de vida e planejamento urbano (FRENKEL; BENDIT; KAPLAN, 2013), mapeamentos geológicos (CARNEIRO et al., 2012) e atropelamento de pedestres (PAL et al., 2018).

O SOM tem sido bastante utilizado para analisar características da água para o enquadramento dos corpos d'água em classes (PARK et al., 2003; KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008; CÉRÉGHINO; PARK, 2009; BOROJEVIĆ et al., 2017). O mais antigo data de 2003 (PARK et al., 2003) e o mais recente de 2017 (BOROJEVIĆ et al. 2017). Esses artigos têm em comum o uso de uma metodologia SOM adaptada para o uso com dados relacionados à classificação de corpos d'água como recurso natural. Esta aplicação permite que o usuário extraia relações entre dois conjuntos de variáveis. Por exemplo, quando há dados biológicos (ex: espécies de bentos) e ambientais (características físicas e do uso do solo). Nessa aplicação, apenas um tipo de dado, por exemplo dados biológicos (espécies), é considerado para o treinamento e para a caracterização das Best Matching Units (BMU). Isso é feito dando aos dados ambientais um valor nulo e aos dados biológicos um valor 1. Após o treinamento, os demais dados, por exemplo dados ambientais (físicos/uso do solo), foram adicionados aos BMUs, e assim permite-se visualizar o peso das variáveis ambientais na matriz de neurônios.

A vantagem dessa aplicação é que a dimensionalidade dos dados de entrada é reduzida. Porém, um risco que surge é que quando os dados ambientais, que não fizeram parte do treinamento, são projetados no SOM treinado o gradiente de cores/contribuição pode não ser suave, e pode haver uma grande variação de um neurônio para o seu vizinho, especialmente se o tamanho da matriz é grande. E isso dificulta a extração de conclusões sobre o mapa. Esse problema é relatado por Park et al. (2003). Além disso, outra desvantagem é que não há uma maneira de quantificar a relação dos dados biológicos e ambientais nesse tipo de aplicação (PARK et al. (2003).

Hopton e Mayer (2006) utilizam o SOM para visualizar padrões em riqueza de espécie faunísticas por grupo taxonômico em West Virginia, EUA, baseado em variáveis relacionadas ao grupo taxonômico, *habitat*, paisagem e meio ambiente. Os autores acreditam que a ferramenta ainda é subutilizada nos estudos ecologia da conservação. Há também autores que utilizam o SOM para analisar características biológicas e ambientais

de corpos d'água para enquadrá-los em classes (PARK et al., 2003; KALTEH; HJORTH; BERNDTSSON, 2008; CÉRÉGHINO; PARK, 2009; BOROJEVIĆ et al., 2017).

O algoritmo SOM foi utilizado nesse trabalho para extrair relações entre espécies de animais silvestres atropelados e características espaciais que contextualizam os eventos de atropelamento, tais como proximidade à classes de uso do solo – formação florestal, corpos d'água, silvicultura, áreas edificadas – área relativa das mesmas classes de uso do solo, velocidade máxima permitida, volume de tráfego, diversidade de paisagens e período do dia em que ocorreu o atropelamento.

Ao longo da pesquisa de revisão bibliográfica, foram feitas pesquisas nas ferramentas de busca *Google Scholar*, *Scopus* e *Web of Science* com as palavras-chave “*wildlife, mammals, distribution, roadkills, SOM, self-organizing maps*”, isoladamente e em conjunto, e não foram encontrados trabalhos que utilizam o SOM para analisar dados de atropelamento de fauna. Acredita-se que este método possa gerar novos tipos de informações em relação ao padrão de atropelamentos de fauna por espécie, que podem fundamentar soluções mais eficientes para a mitigação do atropelamento de fauna silvestre.

## 3. METODOLOGIA

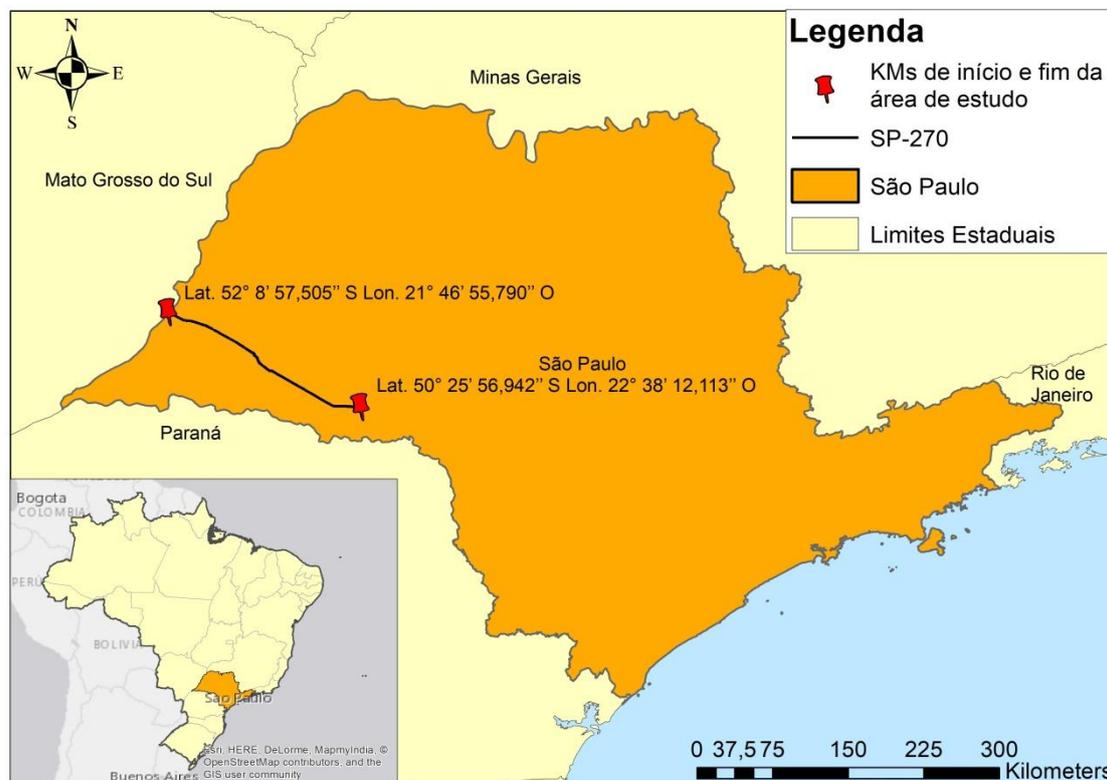
### 3.1 Área de estudo

O Estado de São Paulo possui uma combinação de características ambientais, sociais e econômicas singular. Com 41,2 milhões de habitantes, São Paulo passou por significativas transformações sociais e econômicas – desde o século XIX, com o auge e declínio da produção cafeeira, e a industrialização – e atualmente na região noroeste é ocupada pelo cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. A intensa ocupação e produção econômica provocaram a redução da cobertura florestal primitiva, que originalmente ocupava até 80% do território. Atualmente 16,3% do território do estado de São Paulo é ocupado por remanescentes florestais da Mata Atlântica (INPE; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017). Todavia, em função de sua posição geográfica, na transição entre a região tropical e a região subtropical, e de seu relevo, a biodiversidade do Estado de São Paulo ainda está entre as mais elevadas do país. São Paulo também possui uma extensa malha rodoviária, que gera impactos significativos ao meio ambiente.

A área do estudo é um trecho de 207 quilômetros de rodovia concessionada (SP-270), localizada no oeste do estado de São Paulo, que vai do km 447 (Lat. 50° 25' 56,942'' S Lon. 22° 38' 12,113'' O) ao km 654 (Lat. 52° 8' 57,505'' S Lon. 21° 46' 55,790'' O) e percorre 14 municípios (Ver Figura 5). Em relação ao uso do solo, foi considerada uma faixa de largura de 1 quilômetro a partir de cada lado do eixo da estrada, totalizando uma área de 400 km<sup>2</sup>. A área de estudo é ocupada por dois biomas, Cerrado e Mata Atlântica. O trecho do km 447 ao 552 é caracterizado predominantemente como Cerrado, com fragmentos isolados de floresta estacional semidecidual, savana, savana florestada, formação arbustiva e arbórea (INSTITUTO FLORESTAL, 2010). Já o trecho do km 553 ao 654 é caracterizado predominantemente pelo bioma Mata Atlântica, com fragmentos isolados de floresta estacional semidecidual, formação arbustiva e arbórea (INSTITUTO FLORESTAL, 2010). À exceção do município de Assis, que possui duas unidades de conservação em seu território - Estação Ecológica de Assis e Floresta Estadual de Assis, todos os municípios da área de estudo possuem menos de 10% do território ocupado por cobertura vegetal (INSTITUTO FLORESTAL, 2010). O uso do solo da área de estudo é composto por pastagens e áreas antrópicas, áreas de cultivo de cana-de-açúcar, silvicultura, corpos d'água, e áreas edificadas (FBDS, 2017). O relevo da área de estudo

é denominado como Planalto Centro Ocidental, e é caracterizado por colinas amplas e baixas, formas muito pouco dissecadas a planas com vales pouco entalhados e baixa densidade de drenagem (ROSS; MOROZ, 1997).

**Figura 5 - Mapa da Área de Estudo**



Fonte: Larissa S. Tsuda, 2017

### 3.2 Dados

Os dados utilizados nesta pesquisa se constituem em dados secundários e foram coletados por diversos órgãos públicos – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), Fundo Brasileiro de Desenvolvimento Sustentável (FBDS), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) – e pela empresa administradora da rodovia. Não foram utilizados dados primários nesta pesquisa. Os dados reunidos para a realização da pesquisa são relativos ao atropelamento de fauna, levantamento da fauna, uso do solo no entorno da rodovia e características da rodovia.

O elemento central é o conjunto de dados de atropelamento de fauna, que se constitui em uma série de pontos georreferenciados no espaço, ao longo da rodovia. Para calcular as variáveis relativas às características da rodovia e do uso do solo no entorno de cada ponto de atropelamento, foram utilizadas ferramentas de geoprocessamento – especificadas na seção 3.3.3.2 Preparação dos dados espaciais – capazes de extrair

informações, por exemplo, medir a distância entre o elemento central, ponto de atropelamento, e as feições mais próximas, a fim de gerar um conjunto de dados no formato de tabela de variáveis dos pontos de atropelamento de fauna.

A literatura mostra que, além das variáveis de uso do solo e elevação, características da rodovia poderiam ser consideradas na análise dos padrões espaciais de atropelamento de fauna, tais como número de faixas da rodovia, largura da rodovia e tipo de barreira (CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; BARTHELMESS, 2014). Porém, dado o fato que a rodovia objeto do presente estudo passou por obras de duplicação durante o período estudado (2011-2015), tais características sofreram alterações graduais durante a obra, impossibilitando a adoção dos mesmos como parâmetros de análise.

A Tabela 2 enumera cada um dos dados utilizados no trabalho e as suas principais características – tipo de dado, tipo de dado geográfico, ano, escala, órgão responsável e forma de acesso ao dado.

**Tabela 2 - Lista dos dados espaciais secundários utilizados no trabalho de pesquisa**

Tipo de dado	Tipo de dado geográfico	Ano	Escala	Órgão responsável	Acesso
fauna atropelada	vetor/ponto	2011-2015	local	CART	Processos Cetesb n° 13716/2001 e n° 154/2011
formação florestal					
corpos d'água					
área urbanizada	vetor/polígono	2013	1:20.000	FBDS	<a href="http://www.fbds.org.br">http://www.fbds.org.br</a>
silvicultura					
rios	vetor/linha				
cana-de-açúcar	vetor/polígono	2013	1:50.000	INPE	<a href="http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat">http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat</a>
elevação	raster/pixel	2013	1:50.000	SMA	<a href="http://datageo.ambiente.sp.gov.br">http://datageo.ambiente.sp.gov.br</a>
rodovia	vetor/linha	2014	-	OpenStreetMap	<a href="https://www.openstreetmap.org">https://www.openstreetmap.org</a>

<sup>1</sup> Os dados de atropelamento de fauna foram obtidos por meio dos processos públicos Cetesb n° 13.716/2001 e n° 154/2011. Organização: Larissa S. Tsuda.

Os próximos subitens descrevem detalhadamente os dados secundários e as suas principais especificidades, informações que identificam as características sob as quais os dados foram criados – tais como o ano da coleta, a área de abrangência, o nível de precisão utilizado, o autor da pesquisa, a finalidade da pesquisa, etc.

### 3.2.1 Uso do Solo

Para medir as distâncias dos atropelamentos de fauna a classes de uso do solo, foram utilizados dados produzidos pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável – FBDS (<http://www.fbds.org.br>) como projeto de apoio à implantação do Cadastro Ambiental Rural – CAR. A partir de uma classificação supervisionada de imagens de satélite RapidEye do ano de 2013, na escala 1:20.000 (FBDS, 2017), a referida instituição mapeou seis classes de uso e cobertura, das quais quatro delas foram selecionadas como relevantes para este trabalho, sendo: formação florestal, corpos d'água (lagoas e rios com mais de dez metros de largura), área edificada e silvicultura, digitalizadas como polígonos. Rios com menos de dez metros de largura foram digitalizados como linhas. O mapeamento foi validado pelo FBDS por meio da conferência de pontos de checagem aleatórios, na frequência de 100 pontos para cada cena, os quais foram comparados com imagens de alta resolução do Google Earth, de maneira similar a Cohen, Yang e Kennedy (2010), conforme descrito no descritivo do Projeto de Apoio à Implantação do CAR (FBDS, 2017). A acurácia mínima foi considerada 95% (FBDS, 2017).

Os dados de uso do solo foram revalidados pela autora, a partir de visualização e comparação dos mesmos com imagens de satélite de alta resolução espacial, utilizando o Google Earth. O objetivo da revalidação foi melhorar a qualidade do dado e consequentemente obter melhores resultados no fim da pesquisa.

### 3.2.2 Cana-de-açúcar

Os dados de cultivo de cana-de-açúcar são referentes ao ano de 2013 e foram cedidos pelo Projeto Canasat (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat>), realizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE. As áreas de cultivo foram geradas a partir de interpretação visual e manual de imagens de satélite multiespectrais e multitemporais Landsat-5 - Thematic Mappers (TM), com resolução espacial de 30 metros, e imagens CBERS-2 e -2B - Câmera Imageadora de Alta Resolução (CCD), com resolução espacial de 20 metros, geradas numa escala aproximada de 1:50.000 usando o software SPRING (RUDORFF et al., 2010), e são apresentadas como polígono.

### 3.2.3 Elevação

Os dados de elevação foram obtidos por meio de um Modelo Digital de Elevação (MDE), disponibilizado por meio da Infraestrutura de Dados Espaciais DataGEO (<http://datageo.ambiente.sp.gov.br>), da Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (CPLA/SMA). O modelo foi gerado pela equipe da CPLA/SMA, a partir das curvas de nível extraídas das cartas do IBGE, Instituto Geográfico e Geológico (IGG) e Departamento de Serviços Geográficos do Exército (DSG), na escala 1:50.000 (projeto GISAT) e possui uma resolução horizontal de 30m (0,0002777 graus decimais). Para atribuir informações de elevação aos pontos de atropelamento, foi usada a ferramenta "*Extract Values to Points*" do módulo *Spatial Analyst* no programa ArcMap 10.4. O resultado foi a criação de uma nova coluna na tabela de atributos do *layer* de pontos de atropelamento, com a elevação (Z) de cada ponto de atropelamento de fauna.

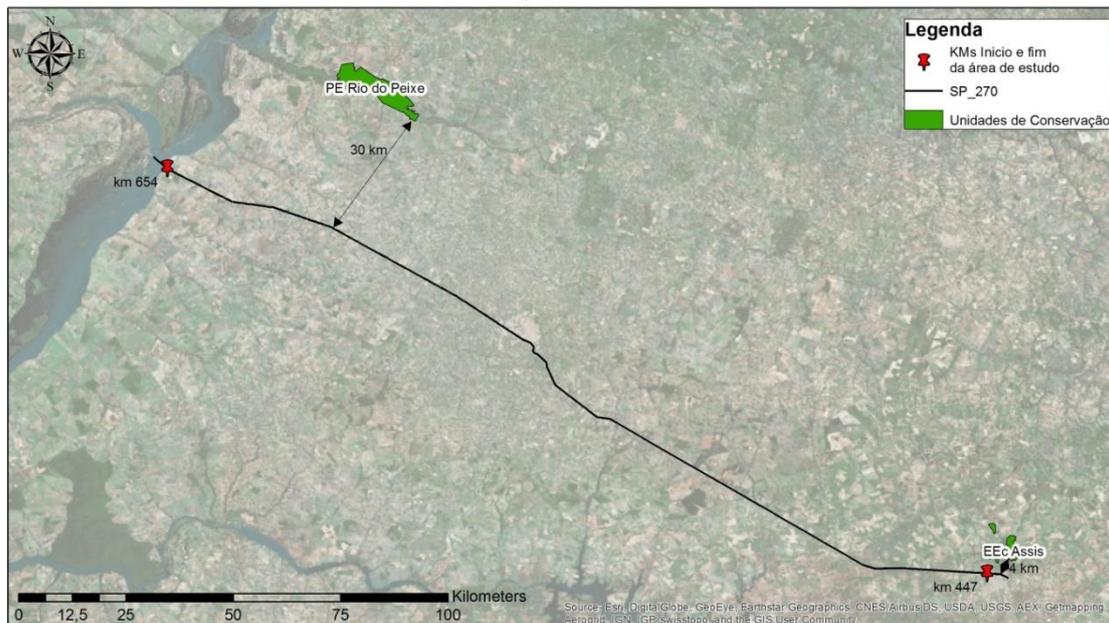
### 3.2.4 Fauna silvestre

Foram consultados dados secundários de levantamento de fauna no entorno da área de estudo e dados de atropelamento de fauna silvestre no período de 2011 a 2015.

O objetivo de reunir dados de levantamento da fauna do entorno foi construir um banco de dados dos animais que podem ser encontrados na região de estudo, e comparar com os dados de atropelamento de fauna, para poder estimar quais espécies de animais podem ser os animais atropelados. Foram consultados três levantamentos: o Estudo de Impacto Ambiental elaborado para obtenção das licenças ambientais para a execução da duplicação da rodovia, o Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010), localizado a 30 quilômetros da área de estudo, e o Plano de Manejo da Estação Ecológica de Assis (INSTITUTO FLORESTAL, 2010), localizado a quatro quilômetros da área de estudo (Figura 6).

**Figura 6 - Mapa das Unidades de Conservação próximas à área de estudo**

Mapa das Unidades de Conservação com Plano de Manejo próximas à área de estudo



Fonte: Fundação Florestal, 2016

### 3.2.5 Rodovia

O shapefile da rodovia é do tipo linha e foi obtido por meio da base aberta de rodovias disponibilizado pelo OpenStreetMaps (<https://www.openstreetmap.org>).

#### 3.2.5.2 Análise comparativa entre atropelamento de fauna e levantamento de fauna no entorno da área de estudo

Foram reunidos dados secundários de espécies de mamíferos encontrados nos levantamentos de fauna dos planos de manejo de duas Unidades de Conservação localizadas no entorno da rodovia, o Parque Estadual Rio do Peixe (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010) e a Estação Ecológica de Assis (INSTITUTO FLORESTAL, 2010). O objetivo desta compilação foi gerar uma lista das espécies que já foram registradas na região e que podem ser vítimas de atropelamento na rodovia SP-270.

O levantamento de espécies de mamíferos da Estação Ecológica de Assis conta com 20 espécies de animais silvestres. Já no levantamento do Parque Estadual Rio do Peixe, foram registradas 38 espécies de mamíferos silvestres. A Tabela 3 reúne todos os

mamíferos registrados no entorno da área de estudo, considerando as listas de mastofauna dos dois planos de manejo citados, além da lista de animais atropelados. Considerando todas as fontes de dados juntas, há 42 espécies de mamíferos registrados.

Tabela 3 - Lista de espécies de mamíferos registrados na área de entorno do estudo

	Família	Táxon	Nome Popular Plano de Manejo	Nome popular fauna atropelada (CART)	Lista de fauna atropelada (CART 2011-2015)	PE Rio do Peixe	ESEC de Assis
1	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	gambá	gambá	x	x	x
2	Didelphidae	<i>Chironectes minimus</i>	cuica-d'água	-	-	x	-
3	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	tatu-galinha	tatu	x	x	x
4	Dasypodidae	<i>Dasyopus septemcinctus</i>	tatuí	tatu	x	x	-
5	Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	tatu	x	x	x
6	Dasypodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-de-rabo-mole	tatu	x	x	x
7	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	tamanduá mirim	x	x	x
8	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga trydactyla</i>	tamanduá-bandeira	tamanduá bandeira	x	x	-
9	Atelidae	<i>Alouatta caraya</i>	bugio	macaco	x	x	-
10	Cebidae	<i>Cebus libidinosus</i>	macaco-prego	macaco	x	x	-
11	Cebidae	<i>Cebus nigritus</i>	macaco-prego	macaco	x	x	-
12	Callithricidae	<i>Callithrix penicillata</i>	sagüi-estrela	macaco	x	x	-
13	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapeti	lebre, coelho	-	x	-
14	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	lebre (exótica)	lebre, coelho	x	x	x
15	Canidae	<i>Lycalopex vetulus</i>	raposinha	raposa	x	x	-
16	Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	lobo guará	x	x	-
17	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	cachorro do mato	x	x	x
18	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	guaxinim, mão pelada	x	x	x
19	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	quati	quati	x	x	x
20	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	-	-	x	-
21	Felidae	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	onça parda	x	x	-
22	Felidae	<i>Leopardus sp. (= Felis)</i>	gato-do-mato	-	-	x	-
23	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	jagatirica	jagatirica	x	x	x
24	Felidae	<i>Puma yaguarondi</i>	gato-mourisco	-	-	x	x
25	Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	-	-	-	x
26	Tapiriidae	<i>Tapirus terrestris</i>	anta	anta	x	x	x
27	Cervidae	<i>Blastocerus dichotomus</i>	cervo-do-pantanal	cervo	x	x	-
28	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	cervo	x	x	-
29	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	cervo	x	x	x
30	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	cateto	-	-	x	x
31	Erethizontidae	<i>Sphiggurus sp.</i>	ouriço-cacheiro	ouriço, porco-espinho	x	x	x
32	Muridae	<i>Calomys tener</i>	rato-do-campo	-	-	x	-
33	Muridae	<i>Oryzomys subflavus</i>	rato-do-mato	-	-	x	-
34	Muridae	<i>Nectomys squamipes</i>	rato-d'água	-	-	x	-
35	Muridae	<i>Mus musculus</i>	camundongo	-	-	x	-
36	Caviidae	<i>Cavia sp.</i>	preá	-	-	x	-
37	Hydrochaeridae	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	capivara	x	x	x
38	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta aguti</i>	cutia	cotia	x	x	x
39	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	paca	paca	x	x	x
40	Echimyidae	<i>Myocastor coypus</i>		ratão do banhado	x	-	-
41	Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>		furão	x	-	-
42	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara	-	-	-	x

Fonte: Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, 2010. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Assis, 2010. CART, 2015. Organização: Larissa S. Tsuda.

Comparando o nome popular da espécie da listagem do plano de manejo e o nome popular da listagem de atropelamento de fauna, percebe-se que o último utiliza nomes mais simplificados.

Pode-se citar alguns exemplos. Foram contabilizados o atropelamento de 265 tatus. Considerando a listagem do plano de manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, na região existem pelo menos quatro espécies de tatu, e nenhum deles possui grau de ameaça de extinção (Tabela 4):

**Tabela 4 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de tatu**

<b>Táxon</b>	<b>Nome popular - Plano de Manejo PE Rio do Peixe</b>	<b>Nome popular - animais atropelados (CART)</b>
<i>Dasyus novemcinctus</i>	tatu-galinha	tatu
<i>Dasyus septemcinctus</i>	tatuí	tatu
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	tatu
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-de-rabo-mole	tatu

Fonte: Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, 2010. CART, 2015.  
Organização: Larissa S. Tsuda.

Foram contabilizados o atropelamento de 3 macacos. Considerando o levantamento de fauna do Parque Estadual Rio do Peixe, na região existem pelo menos quatro espécies de macaco, sendo que duas delas possui grau de ameaça de extinção no Estado de São Paulo (Tabela 5):

**Tabela 5 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de macaco**

<b>Táxon</b>	<b>Nome popular - Plano de Manejo PE Rio do Peixe</b>	<b>Nome popular - animais atropelados (CART)</b>	<b>Status (2014)</b>
<i>Alouatta caraya</i>	bugio	macaco	VU (SP)
<i>Sapajus libidinosus</i>	macaco-prego	macaco	DD (SP)
<i>Sapajus nigritus</i>	macaco-prego	macaco	NT (SP), NT (IUCN)
<i>Callithrix penicillata</i>	sagui-estrela	macaco	-

OBS: 1 NT – quase ameaçadas, VU – vulnerável, CR – criticamente em perigo, DD – deficiente de dados, SP – no estado de São Paulo, BR – no Brasil, IUCN – no mundo.

Fonte: Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, 2010. CART, 2015. Organização: Larissa S. Tsuda.

Foram contabilizados o atropelamento de dez cervos. Considerando o levantamento de fauna do Parque Estadual Rio do Peixe, na região existem pelo menos três espécies de cervídeos, sendo que duas delas possuem algum grau de ameaça de extinção no Estado de São Paulo (Tabela 6):

**Tabela 6 - Nomes científicos e nomes populares para espécies de cervo**

Táxon	Nome popular - Plano de Manejo PE Rio do Peixe	Nome popular - animais atropelados (CART)	Status (2014)
<i>Blastocerus dichotomus</i>	cervo-do-pantanal	cervo	CR (SP), VU (BR), VU (IUCN)
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	cervo	VU (SP), DD (IUCN)
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	cervo	-

OBS: 1 NT – quase ameaçadas, VU – vulnerável, CR – criticamente em perigo, DD – deficiente de dados, SP – no estado de São Paulo, BR – no Brasil, IUCN – no mundo.

Fonte: Plano de Manejo do Parque Estadual Rio do Peixe, 2010. CART, 2015. Organização: Larissa S. Tsuda.

Das 38 espécies de mamíferos catalogadas no Plano de Manejo do PE Rio do Peixe, se considerarmos todas as espécies de tatu, macaco e cervo, 25 (65,78%) podem ter sido atropeladas na rodovia SP-270.

### 3.2.5.1 Atropelamento de fauna silvestre

Os dados de atropelamento de fauna silvestre foram coletados pela equipe de operação da concessionária que opera este trecho da rodovia (Concessionária Auto Raposo Tavares S/A - CART). A tabela possui colunas de longitude e latitude, que permitiram transformá-la em um shapefile de pontos. Os monitoramentos realizados por empresas concessionárias costumam ser realizados a partir de veículos motorizados em velocidade média de 60 km/h. Portanto, este tipo de monitoramento pode apresentar tendências em relação ao porte do animal. É mais frequente focarem em animais de médio e grande porte (acima de 1 kg), pois estes são visualizados mais facilmente a partir de veículos motorizados. Além disso, os animais de médio e grande porte têm maior potencial de causar acidentes, gerando danos materiais e risco de morte aos usuários da rodovia (BUENO; FAUSTINO; FREITAS, 2013; HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013). Animais de pequeno porte, como a maioria dos anfíbios e parte dos mamíferos e répteis, não são facilmente visualizados a partir de veículos motorizados (GLISTA; DEVAULT; DEWOODY, 2008; TEIXEIRA, 2011). Para tais animais, os monitoramentos a pé ou de bicicleta são mais indicados (HELS; BUCHWALD, 2001). Por esses motivos, é esperado que os dados de atropelamento de fauna coletados por concessionárias possuam maior

frequência de animais de médio e grande porte, e baixas frequências levantadas para anfíbios e animais de pequeno porte em geral.

A identificação de animais atropelados não é feita pelo nome científico, mas sim pelo nome popular simplificado. Como foi dito anteriormente, os dados foram coletados pela equipe de operação da concessionária da rodovia. Os profissionais são responsáveis por realizar diversas tarefas que contribuem para a manutenção da rodovia, sendo que a coleta e a identificação de animais atropelados é apenas uma delas. Portanto, não são profissionais com conhecimento profundo em biologia e zoologia. Como o presente trabalho utilizou dados secundários, a identificação das espécies apresenta baixa precisão, não é possível ter certeza sobre quais espécies foram atropeladas na rodovia. A identificação das espécies pelos nomes populares simplificados dos animais confere imprecisão, porém, esses dados dão uma noção de quais espécies nativas podem ter sido atropeladas.

Ao todo, foram mapeadas 1541 ocorrências e o total de 1669 animais silvestres atropelados entre 2011 e 2015. O número de ocorrências é inferior ao número de animais atropelados pois algumas colisões entre animais e automóveis envolveram mais de um animal, sobretudo de espécies que têm por hábito andar em grupo, como a capivara. Os dados de atropelamento de fauna foram obtidos no formato de tabela (.xlsx) e foram normalizados pela autora. A coluna utilizada para descrever as espécies de animais atropelados possuía variações de grafia, por exemplo: “TAMANDUA MIRIN”, “TAMANDUÁ MIRIM”, “TAMANDUA MIRIM”, “Tamanduá Mirim”. Após essa normalização dos nomes, optou-se por agrupar animais que foram identificados por nomes distintos, porém sinônimos para as mesmas espécies. São eles: lebre e coelho; ouriço e porco-espinho; guaxinim e mão-pelada; além disso, foram feitas outras agregações.

Devido à não *expertise* de quem registra os atropelamentos de animais em rodovias, e à semelhança entre espécies, optou-se por considerar raposas e cachorros-domato como um único grupo, os canídeos de médio porte. Os cachorros-domato (*Cerdocyon thous*) e as raposinhas-do-campo (*Lycalopex vetulus*) possuem aparência similar e semelhanças em relação aos hábitos. Além disso, há relatos de erros de identificação das espécies, tanto por pesquisadores (LEMOS et al., 2013), quanto por funcionários de concessionárias (ABRA et al., 2018). Os cachorros-domato (*Cerdocyon thous*) possuem populações maiores em relação à raposinha-do-campo (*Lycalopex vetulus*), sendo que a segunda é considerada vulnerável na Lista de Fauna Ameaçada de

Extinção do Estado de São Paulo (2009), enquanto a primeira é considerada pouco preocupante. O cachorro-do-mato é generalista, em relação ao *habitat*, e pode ocupar tanto áreas mais abertas quanto áreas de floresta, e ocorre nos biomas Mata Atlântica e Cerrado (BEISIEGEL et al., 2013). Já a raposinha-do-campo é uma espécie endêmica do cerrado e tem como *habitat* especificamente áreas de campo aberto de cerrado (LEMOS et al., 2013). Ambas espécies apresentam padrão de atividade predominantemente noturno e hábitos solitários (LEMOS et al., 2013; BEISIEGEL et al., 2013).

Foram registrados 21 indivíduos apenas como “tamanduá” na lista de animais atropelados no trecho estudado. Esse tipo de identificação encontra-se incompleto, pois, de acordo com a Lista de Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo (2009), ocorrem pelo menos duas espécies de tamanduá no estado, sendo o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). O tamanduá-bandeira é considerado uma espécie ameaçada de extinção, listada como vulnerável, na Lista de Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo (2009). Já o tamanduá-mirim é considerado uma espécie comum, ou seja, possui uma população muito mais abundante que a espécie tamanduá-bandeira. Portanto, a probabilidade de um animal registrado como “tamanduá” ser um tamanduá-mirim é muito mais alta que a probabilidade do mesmo ser um tamanduá-bandeira. Por este motivo, optou-se por agregar os registros de tamanduás-mirim e “tamanduás”.

Na Tabela 7 os animais foram organizados por classe, pelos nomes populares simplificados, utilizados no levantamento, e pelo potencial grau de ameaça de extinção. Os dados foram ordenados pela quantidade de animais vitimados, do maior para o menor.

**Tabela 7 - Total de animais silvestres atropelados entre 2011-2015**

Classe	Animal	Quantidade	Ameaçado de extinção	Incluído nas análises
Mamíferos	Capivara	602	-	X
Mamíferos	Tatu	265	-	X
Mamíferos	Lebre, coelho	210	-	X
Mamíferos	Raposa, cachorro-do-mato	152	-	X
Mamíferos	Tamanduá-mirim, tamanduá	74	-	X
Aves	Siriema	51	-	-
Mamíferos	Gambá	35	-	X
Mamíferos	Ouriço, porco-espinho	32	-	X
Mamíferos	Quati	30	-	X
Aves	Urubu	29	-	-
Répteis	Lagarto	28	-	-
Mamíferos	Guaxinim, mão-pelada	22	-	X
Mamíferos	Ratão-do-banhado	16	-	-
Répteis	Serpente, cobra	15	-	-
Mamíferos	Onça-parda	11	X	X
Mamíferos	Cervo	10	X	X
Aves	Gavião	9	-	-
Mamíferos	Jaguatirica	9	X	X
Aves	Coruja	8	-	-
Répteis	Jacaré	6	-	-
Mamíferos	Lobo-guará	6	X	X
Mamíferos	Anta	4	X	X
Aves	Pato	4	-	-
Mamíferos	Tamanduá-bandeira	4	X	X
Mamíferos	Macaco	3	X	X
Mamíferos	Furão	2	-	-
Répteis	Cágado	1	-	-
Mamíferos	Cotia	1	-	-
Répteis	Jabuti	1	-	-
Aves	Jacú	1	-	-
Mamíferos	Paca	1	-	-
Aves	Paturi	1	-	-
Répteis	Sapo	1	-	-
Aves	Saracura	1	-	-
Não identificado	Não identificado	24	-	-
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>1669</b>	<b>7</b>	<b>16</b>

Fonte: CART, 2015 (adaptado por Larissa S. Tsuda)

O levantamento de animais silvestres atropelados no período de 2011 a 2015 conta com 3 classes - mamíferos, répteis e aves - e 35 tipos de animais silvestres, classificados pelos seus nomes populares simplificados. Do total de 1669 animais atropelados, 24

destes não foram identificados pelo nome popular, e, portanto, foram classificados como “não identificados”.

Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) é uma das espécies com maior número de registros de atropelamentos em rodovias no estado de São Paulo (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013) e também a espécie com maior número de registros de atropelamento no trecho estudado. Foram 602 indivíduos atropelados entre 2011-2015, correspondendo à 36% do total de indivíduos atropelados no período e trecho estudado. Essa espécie é considerada generalista em comida e *habitat*, possui alta capacidade de reprodução e possui poucos predadores. Suas populações atingem altas densidades em paisagens antropogênicas no estado de São Paulo (HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013).

A Tabela 8 mostra o número de indivíduos atropelados organizados por classe, e o número de tipos de animal organizados por classe. A maioria dos animais registrados atropelados são mamíferos, representando 89,2% do total de animais detectados. As aves representam 6,2% dos animais detectados e os répteis representam 3,1% dos mesmos. Os animais não identificados representaram 1,4% do total. Dentre os dez tipos de animais com maior número de atropelamentos, oito são mamíferos e apenas dois – siriema e urubu – são da classe aves (Tabela 7). Os mamíferos são a única classe com animais potencialmente ameaçados de extinção entre os registros, totalizando sete tipos de animais e 47 indivíduos (Tabela 7).

**Tabela 8 - Total de animais silvestres atropelados entre 2011-2015, organizados por classe**

<b>Classe</b>	<b>Por tipos (nomes populares)</b>	<b>Por número de indivíduos</b>	<b>Porcentagem de indivíduos</b>
Mamíferos	21	1489	89,2%
Aves	8	104	6,2%
Répteis	6	52	3,1%
Ignorados	-	24	1,4%
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>1669</b>	<b>100%</b>

Fonte: CART, 2015 (adaptado por Larissa S. Tsuda)

Portanto, de acordo com as justificativas mencionadas acima, optou-se por analisar apenas a classe de mamíferos neste trabalho. Além disso, dentro da classe de mamíferos, foram selecionados os tipos de animais mais impactados. Os tipos de mamíferos foram selecionados de acordo com dois critérios: os nove que apresentaram maior frequência no número de acidentes e os sete que apresentaram algum grau de

ameaça de extinção, totalizando 16 tipos de mamíferos e 1469 indivíduos, conforme indicado na Tabela 7, pela coluna intitulada “Incluído nas análises”.

### 3.3 Aplicação de ferramentas de análise espacial

#### 3.3.1 Função K

A função K de Ripley computa o número médio de pontos distribuídos dentro da janela circular de busca, de raio  $t$ :

$$\hat{K}(t) = \frac{\lambda^{-1} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n I_t(e_i, e_j)}{n} \quad (\text{FORTIN; DALE; HOEF, 2002})$$

Onde a intensidade de pontos,  $\lambda$ , é estimada como a densidade  $n/A$ ,  $n$  é o número total de eventos,  $A$  é a área de estudo,  $I_t$  é uma função indicadora que recebe valor 0 quando  $e_j$  está a uma distância maior que  $t$ , ou seja, fora do círculo de raio  $r$  centrado em  $i$ , e valor 1 quando  $e_j$  está a uma distância  $t$  de evento  $e_i$ , ou seja, dentro do círculo de raio  $r$ . Ao usar uma janela circular, a função K de Ripley é uma conta cumulativa isotrópica de todos os pontos cuja distância varia de 0 a  $t$ . O número de eventos esperado sob um processo de completa aleatoriedade espacial é  $\pi t^2$ .

A função L é apenas uma derivação da função K, é apenas outra forma de visualização da função K. A função L é expressa por:

$$L(r) = K(r) - Ks(r)$$

Onde:

$L(r)$  = a diferença entre o valor da estatística K observado para a escala  $r$  e um valor médio de K simulado para a escala  $r$

$Ks(r)$  = a média dos valores de K em simulações de distribuição aleatória dos eventos

O software Siriema v2.0 (<http://www.ufrgs.br/siriema/>), desenvolvido pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), oferece uma aplicação da função K de Ripley e da função L modificadas, voltadas especificamente para a análise de pontos de atropelamento de fauna em rodovias.

Para interpretar a significância estatística da função  $L(r)$ , são gerados valores simulados e é definido o intervalo de confiança. Os valores são definidos pelo analista. Os limites de confiança mínimo e máximo correspondem aos valores simulados nas respectivas posições, após os mesmos serem ordenados (COELHO et al., 2014).

A Função K de Ripley foi aplicada para investigar se os dados de atropelamentos de fauna estão agregados em *clusters* na área de estudo, ou se estão dispersos e verificar a escala de agregação dos mesmos.

As funções K e L foram aplicadas para o total de mamíferos analisados e também para os tipos de animais com número de atropelamentos superior a 50 ocorrências, ou seja, capivaras, tatus, lebres, canídeos (raposas e cachorros-do-mato) e tamanduás-mirim.

Foram utilizados como parâmetros um raio de análise inicial de 100 metros e incrementos de 400 metros para cada etapa. O raio inicial foi escolhido porque foi considerado que 100 metros é uma escala mínima proporcionalmente adequada ao comprimento total do trecho de rodovia analisado (207 km). Além disso, Teixeira et al. (2013a) consideraram que 100 metros corresponde à escala na qual a maioria das medidas mitigadoras de atropelamento de fauna podem ser eficientes, tais como passagens de fauna, redutores de velocidade, e cercamentos.

Os parâmetros utilizados para avaliar a intensidade da agregação foram 1000 simulações e intervalo de confiança de 95% (ou  $\alpha = 0,05$ ). De acordo com o Manual do programa Siriema (Coelho et al., 2014), quanto maior o número de simulações, mais precisa é a definição dos limites de confiança, porém o processamento do programa se torna mais demorado. Portanto, o número de simulações ( $n=1000$ ) foi escolhido pela autora por ser um número alto que, aliado ao intervalo de confiança (95%), confere qualidade à análise.

### 3.3.2 Estimador de Densidade de Kernel

O Estimador de Densidade de Kernel é uma ferramenta que produz uma estimativa da variação de intensidade de eventos pontuais numa determinada área, e caracteriza-se por criar uma superfície suave de densidade de pontos. A ferramenta gera estimativas de densidade em cada ponto de uma área, por meio de pesos diferentes dos eventos dentro de uma esfera de influência. A intensidade estimada em uma célula está relacionada à distribuição nas células vizinhas (BAILEY; GATRELL, 1995; CÂMARA; CARVALHO, 2004; YU; TINGHUA; SHAO, 2015).

Sua fórmula é definida como (XIE; YAN, 2008; CÂMARA; CARVALHO, 2004):

$$\lambda(s) = \sum_{i=1}^n \frac{1}{r} k\left(\frac{d_{is}}{r}\right)$$

Onde:

$s$  é uma localização qualquer na área de estudo,

$\lambda(s)$  é a densidade na localização  $s$ ,

$n$  é o número de eventos,

$r$  é o raio de influência do Kernel,

$k$  é uma função de interpolação que atribui um fator a um ponto  $i$  em uma distância  $d_{is}$  para a localização  $s$

$d_{is}$  é a distância entre a posição e a  $i$ -ésima amostra

O comprimento do raio causa um impacto significativo no resultado da função (SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2015). O tamanho de raio ideal dependerá das características do objeto de análise e do comprimento total da rede (YU; TINGHUA; SHAO, 2015). Quanto se define um raio maior, mais pontos são inclusos em cada círculo de análise, sendo que a distribuição será mais suave. Um raio muito grande produzirá muitas generalizações (YU; TINGHUA; SHAO, 2015). Quando se define um raio menor, o foco se dá nas variações locais. Raios menores podem gerar análises com muitos picos e pouca variação. Além disso, não medem variações num amplo espectro, podendo criar um padrão poluído e de difícil interpretação. Em síntese, não há um valor ideal para o raio, ele deve ser encontrado após algumas tentativas para cada caso.

Além do Estimador de Densidade de Kernel planar, explicitado acima, há versões do Kernel em rede, voltadas para a análise de eventos pontuais que ocorrem em rede, tais como acidentes rodoviários (XIE; YAN, 2008; OKABE; SUGIHARA, 2009; YU; TINGHUA; SHAO, 2015). O Kernel em rede difere do Kernel planar em alguns aspectos. Por exemplo, na função de Kernel em rede assume-se que os eventos ocorrem apenas nas vias lineares que formam uma rede. Portanto, a densidade é estimada apenas sobre a rede, e não em toda a área do entorno da rodovia. Além disso, o raio de análise considera a distância em rede, ao invés da distância euclidiana. O Kernel em rede foi aplicado utilizando o software SANET, *Spatial Analysis along Networks*, versão 4.1 *Standalone*

(<http://sanet.csis.u-tokyo.ac.jp/>), desenvolvido pelo time SANET, em Tóquio, Japão, cujo principal responsável é Atsu Okabe (SANET, 2015).

Nesta análise, foram utilizados quatro tamanhos de raio: 500m, 1km, 5km, e 10km. Os comprimentos de raio foram escolhidos em uma faixa que acredita-se ser proporcional ao trecho de rodovia analisado. Tamanhos de raio menores não seriam visíveis em uma extensão de 207 km de rodovia. O intuito de testar diferentes tamanhos de raio é identificar visualmente qual é o tamanho de área que representa melhor a densidade de atropelamentos de cada espécie e do total de animais em uma extensão de 207 km de rodovia. O Kernel em rede foi aplicado para o total de mamíferos analisados e também para as espécies ou classes de animais com número de atropelamentos superior a 50 ocorrências, ou seja, capivaras, tatus, lebres, canídeos (raposas e cachorros-do-mato) e tamanduás-mirim.

### 3.3.3 Análise de *Hotspots* via software Sirmiema v2.0

A ferramenta de análise de *Hotspots* do software SIRIEMA v2.0 identifica os principais trechos com atropelamentos de fauna, isto é, os *Hotspots*, ou *Hotzones* de atropelamento de fauna. Esta ferramenta é similar ao Estimador de Densidade de Kernel, porém difere da mesma por não estimar valores, mas sim calcular valores de intensidade de agregação de atropelamentos precisos (COELHO et al., 2012; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008).

Nesta análise, segundo Coelho et al. (2014, p. 20), a rodovia é dividida em segmentos do mesmo comprimento, definidos pelo analista, e são somados todos os eventos de atropelamento de fauna num círculo de raio  $r$ , também definido pelo analista, centrado em cada segmento da estrada. À essa soma é multiplicada um fator de correção que relativiza o valor de intensidade ao comprimento da rodovia dentro do círculo nesta posição. O mesmo processo é realizado para todos os segmentos de rodovia e o resultado é um valor de intensidade de agregação de atropelamentos para cada local da rodovia. A equação da análise de *Hotspots* é a seguinte (COELHO et al., 2012):

$$H-i(r) = 2r/Ci(r) \sum_{i=1}^n f_{ij}$$

Onde:  $H_i(r)$  = valor de agregação para o ponto  $i$  considerando a escala  $r$ ;  $n$  = número de eventos de  $i$  atropelamentos;  $r$  = raio definido;  $i$  = ponto no traçado da rodovia;  $j$  = evento de atropelamento;  $C_i(r)$  = comprimento da estrada dentro do círculo de raio  $r$  centrado no ponto  $i$ ;  $f_{ij}$  = índice igual a 0 se  $j$  está fora do círculo de raio  $r$  centrado em  $i$ , ou igual ao valor de  $Z$  se  $j$  está dentro dessa área.

A significância das intensidades de agregação de cada ponto é calculada pela seguinte função (COELHO et al., 2012):

$$HS = H_i(r) - H_s(r)$$

Onde:

$$HS = N_{eventos} - N_{simulado}$$

$H_i(r)$  = valor de agregação para o ponto  $i$  considerando a escala  $r$ ;

$H_s(r)$  = a média dos valores de  $H$  em simulações de distribuição aleatória dos eventos (o número de simulações é definido pelo usuário).

Também são definidos limites de confiança para a interpretação da significância da função. Esses limites podem ser redefinidos após a análise. Os valores de  $HS$  ( $N_{eventos} - N_{simulado}$ ) acima do limite superior de confiança indicam locais com forte intensidade de agregação. É possível estabelecer limites determinados pelo usuário para identificar os trechos de mais altos valores de intensidade de agregação.

Segundo o manual de utilização do software Siriema 2.0 (COELHO et al., 2014), devem ser utilizadas sempre escalas (tamanhos de raio) identificadas como de ocorrência de agrupamentos significativos pela análise K de Ripley. Considerando que tal análise encontrou agrupamentos significativos a partir da escala de 100 metros, esse foi o valor de raio escolhido para a análise de *hotspots*. A rodovia foi dividida em 1030 segmentos, sendo que cada um possui 200 metros de comprimento. Foram realizadas 1000 simulações para definição dos limites de confiança, definido em 95%.

### 3.4 Self-Organizing Maps

#### 3.4.1 Seleção das variáveis dos dados de entrada no SOM

Com base na revisão bibliográfica relativa às análises espaciais em ecologia de estradas, capítulo 2 do trabalho, e nos dados à disposição no momento da pesquisa, descritos no item 3.2 do trabalho, foram selecionadas 48 variáveis, sendo 16 delas

relativas às espécies de animais atropeladas e 32 relativas às características da via e uso do solo no entorno. O elevado número de variáveis justificou o uso do algoritmo SOM. A Tabela 9 lista as 48 variáveis que compõem a tabela a ser analisada por meio do SOM. Os tipos de animal atropelado, bem como o período do dia em que foi registrado o atropelamento são variáveis originalmente categóricas. Para o SOM, é obrigatório que os valores categóricos sejam transformados em valores numéricos. Para isso, utilizou-se uma codificação binária, que transforma cada atributo categórico em um conjunto de atributos binário (HSU, 2006), de modo que cada valor categórico se tornou um atributo binário. Portanto foram criadas 16 colunas, uma para cada espécie de animal atropelada, e o preenchimento foi feito da seguinte forma: com valor 1 se foi atropelado um animal de uma determinada espécie, e 0 se não foi atropelado um animal de uma determinada espécie. A tabela pré-treinamento SOM totalizou 1469 linhas, em que cada linha é uma amostra, ou seja, uma ocorrência de atropelamento, e 48 colunas, sendo cada coluna uma variável. Um recorte deste *input* de dados no formato de tabela pode ser visualizado na Tabela 10.

Para a obtenção das variáveis de distância, área relativa, e diversidade de paisagens, foram aplicadas ferramentas de geoprocessamento, descritas no item 3.3.3.2 Preparação dos dados espaciais. As variáveis foram normalizadas por meio da sua variância antes do treinamento, para que todas as variáveis contribuíssem com o mesmo peso na análise.

Com base na revisão bibliográfica em Ecologia de Estradas e na seleção de variáveis para esse trabalho, são esperadas relações a seguir. Para capivaras, espera-se que os picos de atropelamentos estejam relacionados à proximidade a corpos d'água, rios e lagoas. Já animais que possuem como *habitat* florestas, tais como onça-parda, jaguatirica, macacos, anta, e cervo, espera-se que os picos de atropelamento estejam relacionados à proximidade a florestas. Em relação aos usos do solo, espera-se que florestas e corpos d'água sejam mais relacionados aos atropelamentos de fauna, visto que são fonte de alimento e proteção aos animais silvestres. Além disso, espera-se encontrar uma relação inversa entre atropelamento dos animais silvestres e áreas edificadas, cana-de-açúcar e silvicultura, pois a princípio são atividades antrópicas, e não constituem *habitat* de animais silvestres. Em relação às características da via, espera-se que trechos com limites de velocidades mais altas, maior volume de tráfego e baixas altitudes estejam relacionadas a maiores taxas de atropelamento de animais. Também é esperado que a

diversidade de paisagens possa estar relacionada ao aumento do atropelamento de alguns tipos de animais, visto que matrizes permeáveis constituem parte dos *habitats* de animais no interior do estado de São Paulo.

Tabela 9 - Variáveis dos dados de entrada no *Self-Organizing Maps*

Nº	Variável	Unidade	Nº	Variável	Unidade	Nº	Variável	Unidade
1	Presença de anta atropelada	número de animais	17	Distância da formação florestal mais próxima	m	33	Porcentagem de silvicultura no buffer de 5 km	%
2	Presença de canídeo atropelado		18	Distância da área de silvicultura mais próxima		34	Porcentagem de corpos d'água no buffer de 5 km	
3	Presença de capivara atropelada		19	Distância do corpo d'água mais próximo		35	Porcentagem de área edificada no buffer de 5 km	
4	Presença de cervo atropelado		20	Distância da área edificada mais próxima		36	Porcentagem de cana-de-açúcar no buffer de 5 km	
5	Presença de gambá atropelado		21	Distância da área de cultivo de cana-de-açúcar mais próxima		37	Comprimento total dos rios lineares dentro do buffer de 500m	km
6	Presença de guaxinim atropelado		22	Porcentagem de formação florestal no buffer de 500m	38	Comprimento total dos rios lineares dentro do buffer de 1 km		
7	Presença de jaguatirica atropelada		23	Porcentagem de silvicultura no buffer de 500m	39	Comprimento total dos rios lineares dentro do buffer de 5 km		
8	Presença de lebre atropelada		24	Porcentagem de corpos d'água no buffer de 500m	%	40	Índice Shannon-Wiener de Diversidade para classes de uso do solo dentro do buffer de 500m	-
9	Presença de lobo-guará atropelado		25	Porcentagem de área edificada no buffer de 500m		41	Índice Shannon-Wiener de Diversidade para classes de uso do solo dentro do buffer de 1km	
10	Presença de macaco atropelado		26	Porcentagem de cana-de-açúcar no buffer de 500m		42	Índice Shannon-Wiener de Diversidade para classes de uso do solo dentro do buffer de 5km	
11	Presença de onça-parda atropelada		27	Porcentagem de formação florestal no buffer de 1 km		43	Volume de tráfego	
12	Presença de ouriço atropelado		28	Porcentagem de silvicultura no buffer de 1 km	44	Velocidade máxima permitida	km/h	
13	Presença de quati atropelado		29	Porcentagem de corpos d'água no buffer de 1 km	45	Elevação (altitude)	m	
14	Presença de tamanduá-bandeira atropelado		30	Porcentagem de área edificada no buffer de 1 km	46	Período do dia: Manhã	-	
15	Presença de tamanduá-mirim atropelado		31	Porcentagem de cana-de-açúcar no buffer de 1 km	47	Período do dia: Tarde		
16	Presença de tatu atropelado		32	Porcentagem de formação florestal no buffer de 5 km	48	Período do dia: Noite		

Organização: Larissa S. Tsuda.

Tabela 10 - Recorte do input SOM

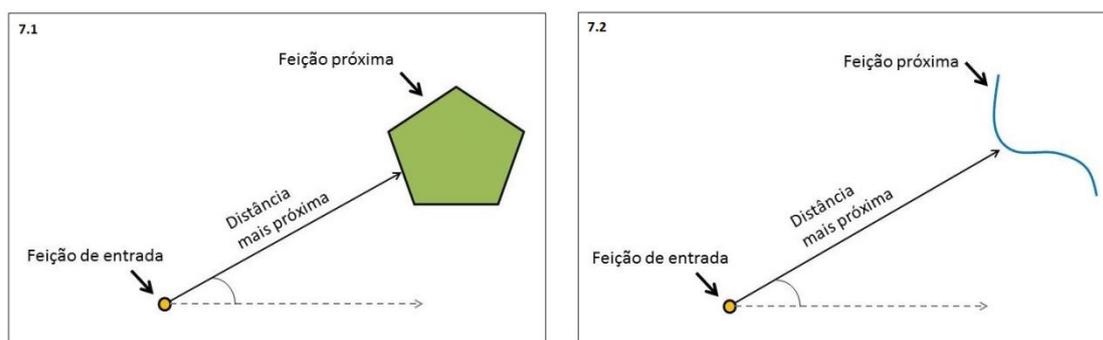
ID	Ana	Canideos	Capivara	Cervo	Gambá	Guaxinim	Jaguar	Lebre	Lobo	Miscacho	Oncap	Ovito	Quati	Tamã b	Tamã m	Tatu	D_floresta	D_Silvicult	D_águia	D_área_edif	D_cana	Elev	Velo_Max	Vol_1r	A500m_ff	A500m_sl	A500m_ag	A500m_au	A500m_cana	AIK_ff	AIK_sl	AIK_ag	AIK_au
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	338,7	922,7	165,1	6.720,1	3.168,3	391,6	100	3.897.269	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	1,95	0,04	0,00	0,00
2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57,0	974,9	155,0	2.875,3	1.396,2	525,0	80	1.730.325	6,86	0,00	0,00	0,00	45,21	3,38	0,02	0,00	0,00
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	271,6	358,1	255,1	0,4	1.680,8	421,5	100	3.897.269	0,77	1,52	0,00	46,59	0,00	1,78	1,09	0,00	43,71
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	182,6	2.319,7	20,1	1.013,1	1.303,9	421,0	110	3.897.269	8,08	0,00	2,64	0,00	0,00	4,97	0,00	4,30	0,00
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	416,0	2.139,5	189,5	218,6	0,0	540,1	80	1.730.325	1,08	0,00	0,86	1,98	0,00	3,60	0,00	0,22	1,28
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	608,5	1.349,4	382,5	904,1	13,5	540,7	80	1.730.325	0,00	0,00	0,00	0,00	26,46	1,50	0,00	0,22	0,10
7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11,9	4.344,8	65,3	12.198,4	2.944,6	376,0	80	1.312.813	62,16	0,00	0,00	0,00	9,81	25,85	0,00	0,00	0,00
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	242,8	2.401,8	3,7	10.223,3	264,7	385,8	80	1.312.813	15,35	0,00	0,00	0,00	0,00	15,52	0,00	0,00	0,00
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4,4	1.400,2	253,5	9.162,4	1.227,5	378,1	80	1.312.813	71,14	0,00	0,00	0,00	0,00	45,63	0,00	0,00	0,00
11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,4	1.400,2	253,5	9.162,4	33,0	378,1	80	1.312.813	71,14	0,00	0,00	0,00	0,00	45,63	0,00	0,00	0,00
12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	270,5	541,0	301,6	6.964,0	776,9	352,1	100	2.351.570	5,56	0,00	0,00	0,00	40,73	3,83	2,03	0,00	0,00
13	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	294,1	5.018,3	323,0	11.756,9	155,0	417,6	80	1.318.445	7,61	0,00	0,00	0,00	0,58	6,71	0,00	0,00	0,00
15	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	642,9	661,4	23,3	5.954,6	288,4	354,8	100	2.351.570	0,00	0,00	0,00	0,00	30,92	0,37	1,16	0,00	0,00
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	246,9	8.020,0	82,8	13.880,6	33,3	456,4	80	1.318.445	0,30	0,00	0,00	0,00	27,77	2,02	0,00	1,44	0,00
17	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	642,9	661,4	23,3	5.954,6	1.355,7	354,8	100	2.351.570	0,00	0,00	0,00	0,00	30,92	0,37	1,16	0,00	0,00
18	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	146,3	351,8	172,7	71,1	811,1	437,8	80	1.318.445	12,03	1,31	0,00	6,99	0,00	15,89	0,56	0,00	4,19
21	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17,3	1.185,0	25,7	6.497,2	520,2	407,3	110	3.897.269	5,52	0,00	0,00	0,00	0,00	5,33	0,00	0,12	0,00
22	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26,9	2.179,4	1.764,9	4.904,2	7.181,9	499,6	80	1.312.813	19,46	0,00	0,00	0,00	20,69	8,23	0,00	0,00	0,00
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	432,6	8.201,8	328,2	10.890,7	0,0	481,5	80	1.312.813	1,28	0,00	0,00	0,00	44,62	2,68	0,00	0,33	0,00
27	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47,3	1.776,6	81,0	5.035,4	12,8	399,8	110	3.897.269	6,09	0,00	0,00	0,00	0,00	7,98	0,00	0,12	0,00
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	418,8	2.121,6	172,1	211,9	39,5	540,2	80	1.730.325	1,03	0,00	0,86	1,92	0,00	3,42	0,00	0,22	1,09
30	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	398,9	2.336,2	41,1	1.183,1	203,4	426,6	100	3.897.269	1,26	0,00	0,00	0,00	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00
32	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366,9	1.357,5	12,9	9.811,2	203,4	412,7	110	3.897.269	1,05	0,00	0,00	0,00	0,00	2,92	0,00	0,00	0,00
34	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.072,1	3.121,7	333,7	1.949,3	10,7	432,0	100	2.351.570	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49,9	1.149,5	819,9	3.894,2	2.374,1	500,9	80	1.312.813	11,32	0,00	0,00	0,00	30,76	6,64	0,00	0,00	0,00
38	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36,1	5.241,0	101,5	13.886,0	153,6	341,7	100	2.351.570	13,68	0,00	0,00	0,00	22,58	9,91	0,00	0,00	0,00
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	530,5	924,8	526,1	3.381,5	153,6	400,6	100	1.730.325	0,00	0,00	0,00	0,00	44,74	4,82	0,04	0,00	0,00

Organização: Larissa S. Tsuda.

### 3.4.2 Preparação dos dados espaciais

Os dados de distância de feição mais próxima foram calculados utilizando a ferramenta *Near*, do software ArcGIS 10.5.1<sup>®</sup>. As distâncias foram calculadas a partir de cada ponto de atropelamento em relação às seguintes variáveis: formação florestal, corpo d'água, silvicultura e área edificada. Para variáveis com feição poligonal – como formação florestal, corpo d'água, cana-de-açúcar, silvicultura e área edificada, foi calculada a distância entre cada ponto de atropelamento e o polígono mais próximo, conforme a Figura 7.1. Para a única variável com feição do tipo linha, ou seja, rios, foi calculada a distância entre cada ponto de atropelamento e a linha mais próxima, conforme a Figura 7.2.

**Figura 7 - Distância mais próxima de polígono (7.1) e distância mais próxima de linha (7.2)**



Fonte: ArcGIS 10.5.1<sup>®</sup> (adaptado por Larissa S. Tsuda)

Para calcular as áreas relativas de formação florestal, corpo d'água, silvicultura e área edificada, foi utilizada a ferramenta *Buffer* do ArcGIS<sup>®</sup> 10.5.1, que criou áreas circulares em torno de cada ponto de atropelamento de fauna. Depois, foram calculadas as áreas relativas das classes de uso do solo dentro de cada um desses *buffers*. As variáveis referentes à porcentagem de uso do solo foram medidas em três tamanhos de raio: 500m, 1km e 5km, que resultam em áreas de análise de 0,78 km<sup>2</sup>, 3,14 km<sup>2</sup> e 78,53 km<sup>2</sup>, respectivamente. O intuito de testar diferentes tamanhos de raio foi o de identificar qual é o tamanho de área que apresenta maior relação com os animais.

O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (1949) é utilizado para mensurar o número de espécies em uma comunidade (SPELLERBERG; FEDOR, 2003). Neste

trabalho, o índice foi utilizado para mensurar o número de classes de uso do solo em uma parcela. A fórmula do Índice de Shannon-Wiener é:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde  $p_i = n/N$ , proporção de espécies (ou classes de uso do solo)

$n$  = número de espécies (ou classes de uso do solo)

$N$  = número total de espécies (ou classes de uso do solo)

$\ln p_i$  = logaritmo natural de  $p_i$

O valor de  $H$  indicará o grau de diversidade de classes de uso do solo em cada área, sendo que valores baixos de  $H$  indicam baixa diversidade de classes valores altos de  $H$  indicam alta diversidade de classes de uso do solo em uma área. Não existe um valor máximo de  $H$ , nem um número máximo de classes, pois tais valores dependem das características intrínsecas do próprio conjunto de dados. O índice de diversidade depende também das proporções ocupadas por cada classe de uso do solo. É importante observar que esse índice não diferencia classes de uso do solo por importância biológica, ou seja, floresta e cana-de-açúcar recebem o mesmo peso.

### 3.4.3 Treinamento do conjunto de dados no *Self-Organizing Maps*

#### (SOM)

Para a análise SOM, foi empregado o software SiroSOM<sup>®</sup>, desenvolvido pela organização australiana CSIRO (*Common-wealth Scientific and Industrial Research Organization*).

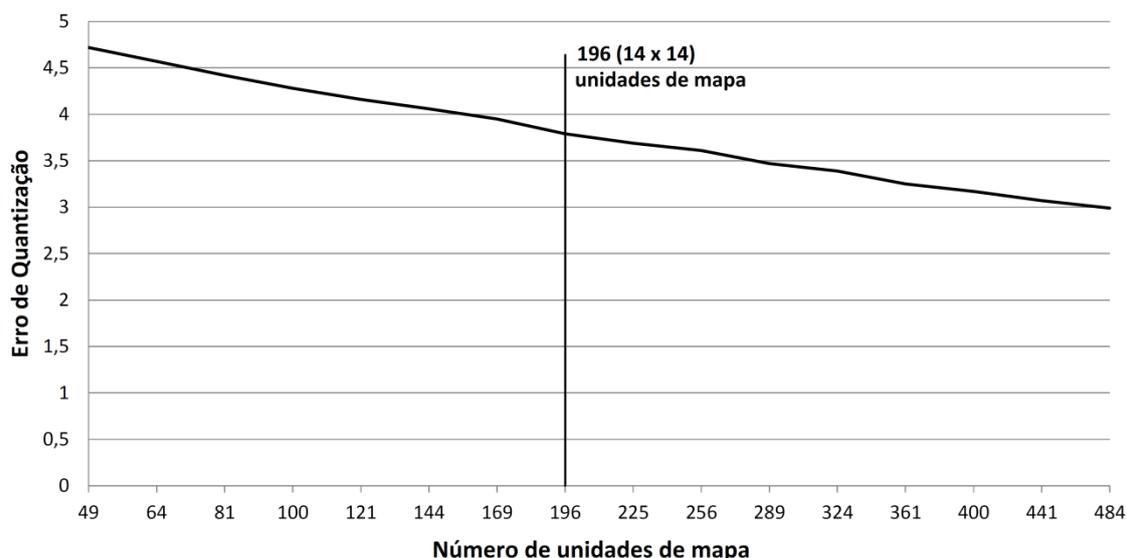
Foi realizada uma análise exploratória SOM com intuito de filtrar as variáveis que, de acordo com o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) apresentado, possuíam relação com o atropelamento de animais. A eliminação de variáveis que possuíam baixos valores de  $R^2$  com atropelamento de animais diminuiu a dimensionalidade do mapa e permitiu que as principais relações entre variáveis ganhassem maior destaque no mapa auto-organizável.

A análise exploratória foi realizada em duas etapas. Na Análise Exploratória 1 (AE1) levou-se em consideração apenas as variáveis com repetições em outras escalas (raio de 500m, 1km e 5 km) e as 16 variáveis relativas ao atropelamento de animais. Utilizando como critério o maior valor de  $R^2$  com os animais, selecionou-se apenas uma das três escalas por variável.

Na Análise Exploratória 2 (AE2) levou-se em consideração todas as variáveis, exceto aquelas eliminadas na AE1, ou seja, 16 tipos de animais e 18 variáveis relacionadas às características da via e uso do solo. Identificaram-se e eliminaram-se as variáveis que possuem baixos valores de  $R^2$  com atropelamento de animais ( $R^2 < 0,099$ ).

Para escolher o tamanho do mapa, ou seja, o número de neurônios que compõem a matriz de neurônios, há pelo menos duas regras comuns seguidas pelos autores consultados. Vesanto et al. (2000) recomenda que o número de neurônios da matriz seja aproximadamente o resultado de  $5\sqrt{N}$ , onde N corresponde ao número total de amostras em cada variável. Kohonen (2003) afirma que não é possível estimar o tamanho exato do mapa previamente, e que este número deve ser determinado a partir do método da tentativa e erro, comparando os resultados obtidos a partir de cada tentativa e assim selecionando o tamanho mais adequado. O conjunto de dados é composto de 1469 amostras. Logo, o tamanho do mapa pelo cálculo indicado por Vesanto et al. (2000) é de aproximadamente 191,65 unidades, ou seja, uma matriz de 196 (14 x 14) unidades. Além disso, foram realizadas diversas tentativas com outros tamanhos de mapa, e percebeu-se que há uma tendência de quanto maior é o mapa, menor o erro de quantização (Figura 8). O erro de quantização é a distância média entre cada amostra e o seu BMU. O erro topográfico representa a proporção de todas as amostras para as quais o primeiro e o segundo BMU não são adjacentes, e é usado para medir a preservação da topologia (CÉRÉGHINO; PARK, 2009). De acordo com Compin e Céréghino (2007), se o mapa for muito pequeno, ele pode não ser eficiente em explicar algumas diferenças importantes que deveriam ser detectadas. Porém, se o mapa for muito grande, as diferenças são muito pequenas. Em outras palavras, quanto maior o mapa, menor será o número de amostras por neurônio, o que significa um menor agrupamento de amostras por similaridade.

**Figura 8 - Diferentes tamanhos de mapa SOM e respectivos erros de quantização**



Foi definido o tamanho do mapa com 196 unidades, o formato do mapa toroidal<sup>3</sup>, e o formato de cada célula do mapa hexagonal. O treinamento do algoritmo se iniciou a partir de uma amostra randômica, para a qual foi selecionado o neurônio mais próximo, e em seguida o processo foi repetido para todas as amostras. O treinamento foi realizado em duas fases, inicial e final.

As primeiras análises foram consideradas como análises exploratórias, em que se identificou as variáveis de uso do solo e características da via que possuíam forte correlação entre si, e as variáveis que não tinham correlação com nenhuma espécie, e assim não iriam contribuir para a análise. Tais variáveis foram eliminadas pois poderiam afetar os resultados das demais variáveis. Após excluir tais variáveis, foi realizada uma análise definitiva.

A Análise Definitiva (AD) levou em consideração 31 variáveis, sendo 16 tipos de animais e 15 variáveis relacionadas às características da via e uso do solo. Os parâmetros de treinamento usados foram os mesmos tanto na análise definitiva quanto na análise exploratória.

<sup>3</sup> No formato toroidal do mapa SOM, as extremidades esquerda e direita do mapa se unem, são contínuas, assim como as extremidades do topo e da base.

#### **3.4.4 Visualização e análise de dados resultantes do treinamento SOM e segunda clusterização**

A visualização dos dados gerados pelo algoritmo durante a AD foi feita por meio de mapas bidimensionais da matriz de unidades do mapa e pela segunda clusterização. Foram gerados os mapas bidimensionais para cada uma das variáveis, em que a escala de cores mostra em quais neurônios há maior contribuição da variável para a análise.

Foi realizada a segunda clusterização a partir da U-Matrix, baseada no *k-means* e no Índice de Davies-Bouldin (IDB). A clusterização de unidades do SOM permitiu apresentar os resultados de forma mais compreensiva.

## 4. RESULTADOS

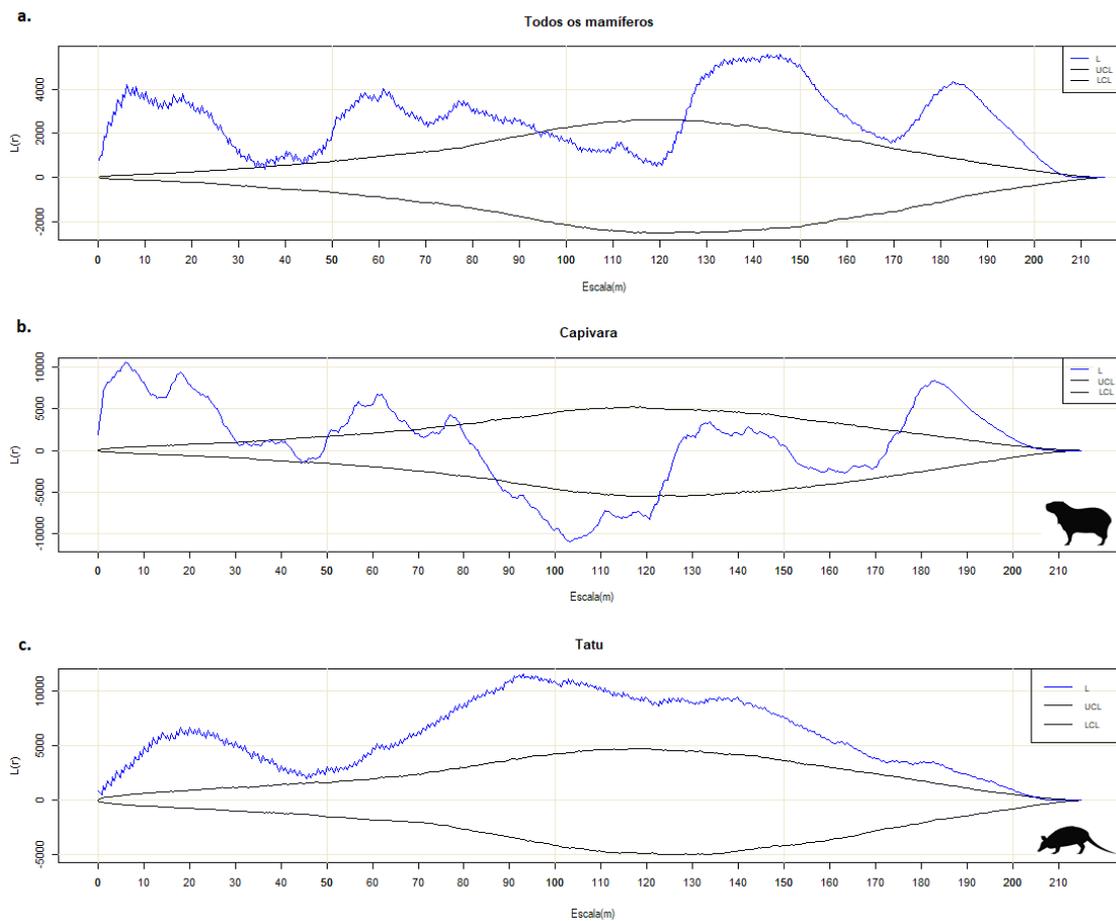
Os resultados das Análises de Padrões Pontuais – Função K, Kernel, e análise de *hotspots* – foram descritos nos subitens 4.1, 4.2 e 4.3. Os resultados do SOM foram descritos no subitem 4.4. No item 4.5 é realizada uma integração dos resultados de todas as análises e são apresentadas uma tabela e mapas que sintetizam os resultados obtidos.

### 4.1 Função K

As funções K e L foram aplicadas para o total de mamíferos analisados e também para os tipos de animais com número de atropelamentos superior a 50 ocorrências, ou seja, capivaras, tatus, lebres, canídeos (raposas e cachorros-do-mato) e tamanduás-mirim. A escala de análise inicial utilizada foi um raio de 100 metros e incrementos de 400 metros para cada etapa. Foram geradas 1000 simulações e o limite de confiança foi estabelecido em 95%.

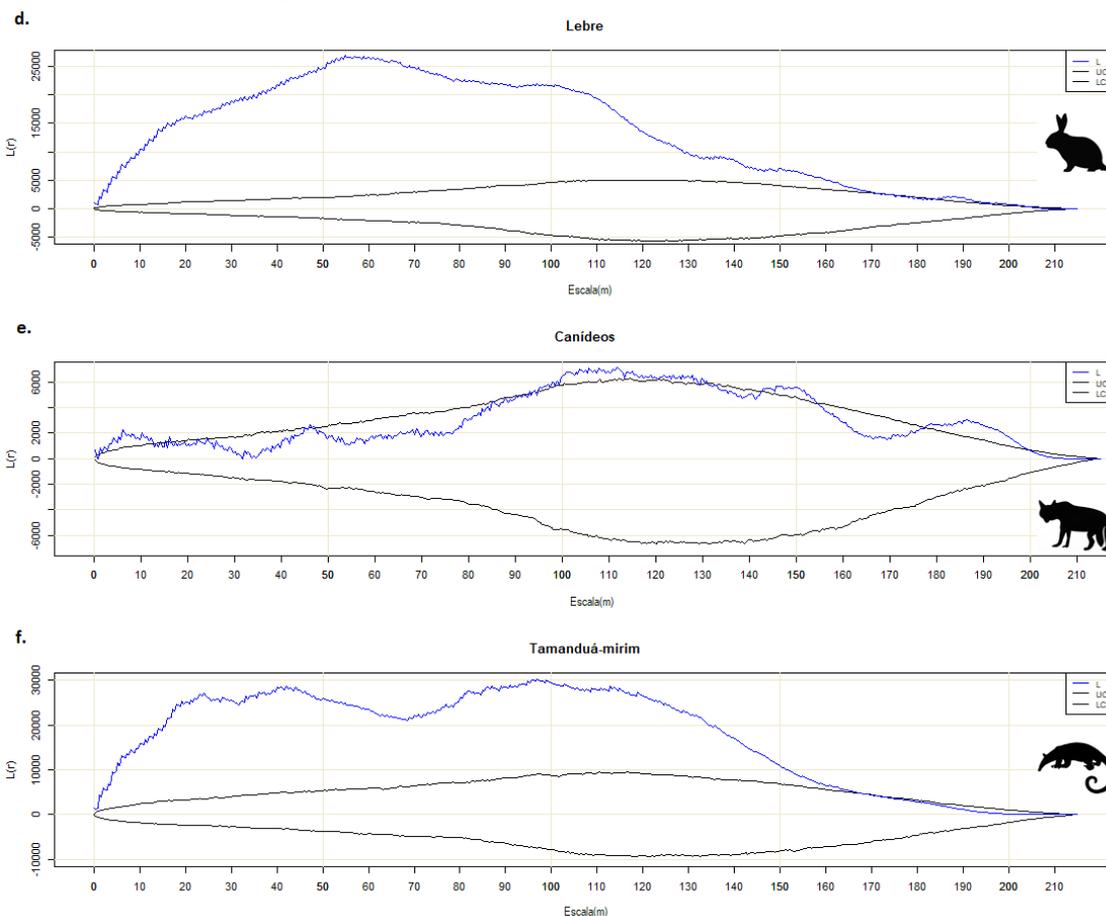
Os resultados podem ser visualizados na Figura 9, abaixo:

**Figura 9 – Escalas com agregações significativas de (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivaras, (c) tatus, (d) lebres, (e) canídeos e (f) tamanduás-mirim.**



$L$  = valores da função  $K(r) - K_s(r)$ ; UCL = limite de confiança superior; LCL = limite de confiança inferior.  
 Parâmetros: Raio inicial (m): 100, Incrementos de raio (m): 400, Número de Simulações: 1000, Intervalo de Confiança: 95%

**Figura 9 - (cont.) Escalas com agregações significativas de (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivaras, (c) tatus, (d) lebres, (e) canídeos e (f) tamanduás-mirim**



$L$  = valores da função  $K(r) - Ks(r)$ ; UCL = limite de confiança superior; LCL = limite de confiança inferior. Parâmetros: Raio inicial (m): 100, Incrementos de raio (m): 400, Número de Simulações: 1000, Intervalo de Confiança: 95%

Na Figura 9 podem ser visualizados os gráficos da Função  $L$  para todos os mamíferos analisados, e para cada espécie (nome popular) analisada separadamente. Em cada gráfico, a linha azul representa a distribuição de animais e as linhas pretas representam os intervalos de confiança mínimo e máximo, respectivamente. Quando a linha azul está acima da linha preta superior significa que há agregação de pontos. Já quando a linha azul está abaixo da linha preta inferior significa que há dispersão de pontos.

De acordo com os resultados dessa análise, todos os animais apresentaram agregação de pontos da escala inicial – raio de 100m – até 12,5km (Figura 9). Exceto os canídeos, todos os animais apresentaram agregação de pontos nas escalas de 100m a 30km. Três dos cinco tipos de animais analisados (tatu, lebre e tamanduá-mirim) apresentaram agregação em praticamente todas as escalas de análise, de 0,1 a 207

quilômetros. Tatus encontram-se significativamente clusterizados nas escalas de 100 metros a 204 quilômetros. Lebres apresentaram clusterização nas escalas de 0,1 a 204 km. Tamanduás-mirim apresentaram clusterização nas escalas de 0,1 a 167 km. Capivaras apresentaram clusterização significativa nas escalas de análise de 0,1 a 30 km. Essa espécie foi a única cuja distribuição apresentou dispersão espacial, nas escalas de 87 a 122 km. Já nas escalas de 123 a 176 km, não demonstrou nenhuma tendência significativa. A Função K permitiu inferir em quais escalas de análise há agregação de pontos de atropelamentos. Porém, como há múltiplos pontos de forte intensidade de atropelamento de capivaras ao longo da rodovia, em escala de análise superior a 30km, outro ponto de intensidade forte começa a interferir, dando a impressão de dispersão espacial. Na verdade, há forte agregação de atropelamentos de capivaras em diversos pontos da rodovia.

De maneira geral, os resultados da função K de Ripley indicaram que a distribuição espacial dos pontos de atropelamento de fauna não é homogênea. Em síntese, existem agrupamentos significativos nas escalas de 0,1 a 30 km para todos os grupos de dados analisados. Tais concentrações podem variar em intensidade, de acordo com o local e a espécie. Para identificar a localização dos pontos de agregação e detectar as variações de intensidade por trecho da rodovia, foram aplicadas as ferramentas Análise de *Hotspots*, do software Sirem, e Estimador de Densidade de Kernel.

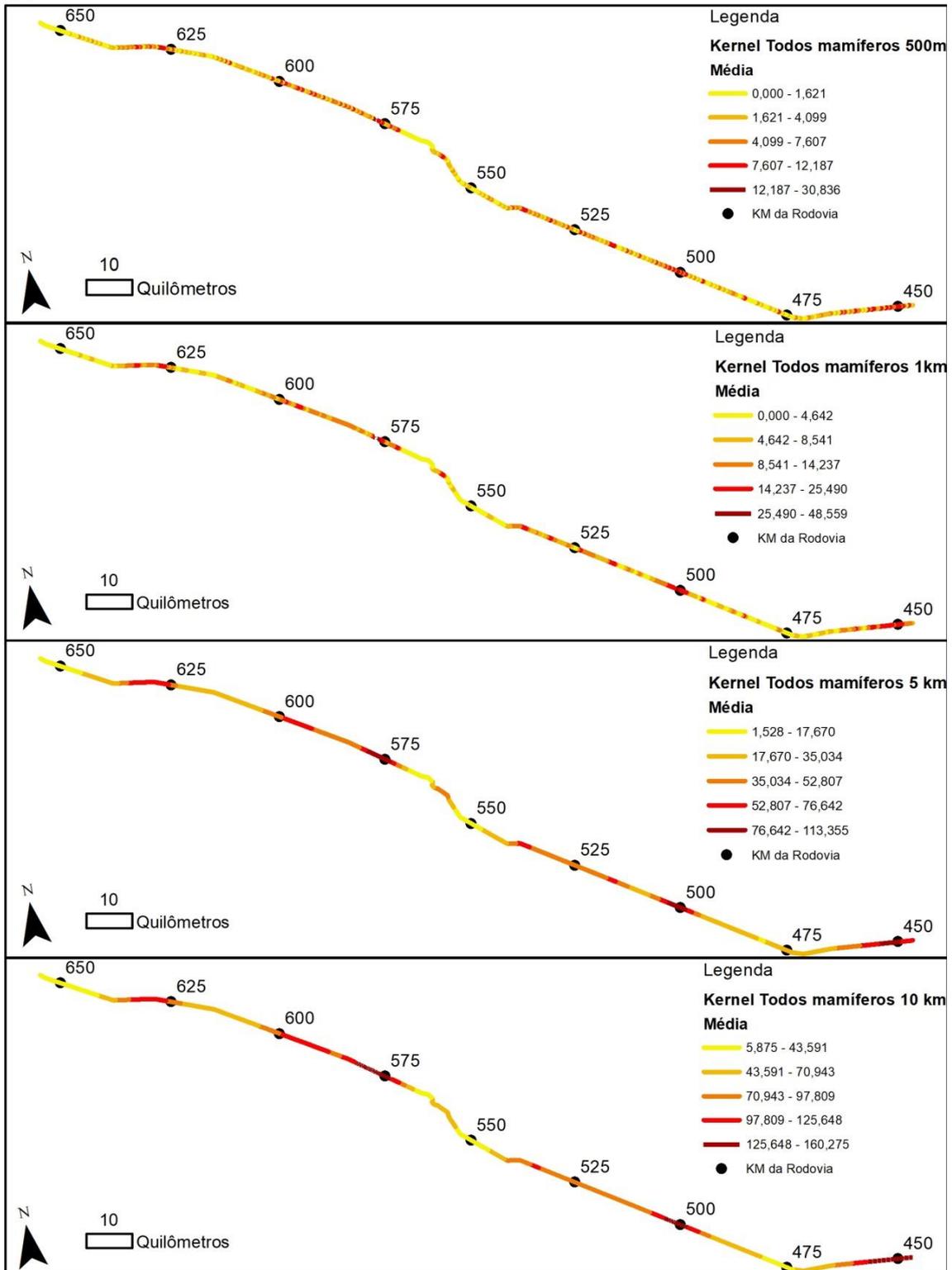
#### **4.2 Estimador de Densidade de Kernel em rede**

Os resultados da análise de Kernel em rede, realizada por meio do software SANET 4.1, geram um arquivo vetorial, de feição linear, em contraste com o resultado do Kernel planar, em raster. As análises de Kernel em rede foram feitas para o total de mamíferos analisados e separadamente para capivaras, tatus, lebres, canídeos e tamanduás-mirim. Foram utilizados quatro tamanhos de raio: 500m, 1km, 5km e 10km.

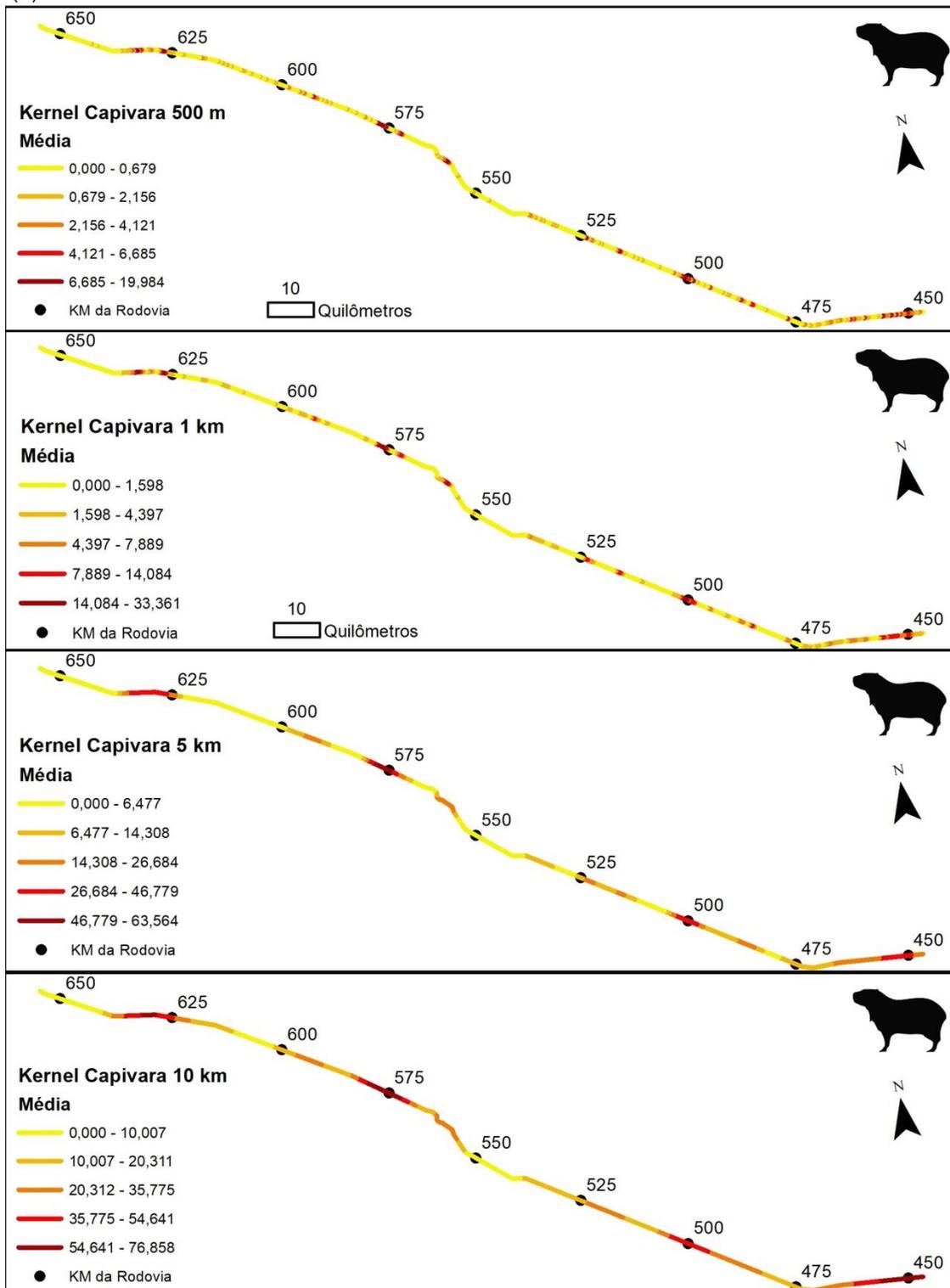
Os mapas foram categorizados em 5 faixas, usando o método *Natural Breaks (Jenks)* disponível como uma opção no *software ArcGIS®*. Os resultados podem ser visualizados nas Figuras 10a a 10f.

**Figura 10 - Mapas esquemáticos do Estimador de Densidade de Kernel para (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivaras, (c) tatus, (d) lebres, (e) canídeos e (f) tamanduás-mirim**

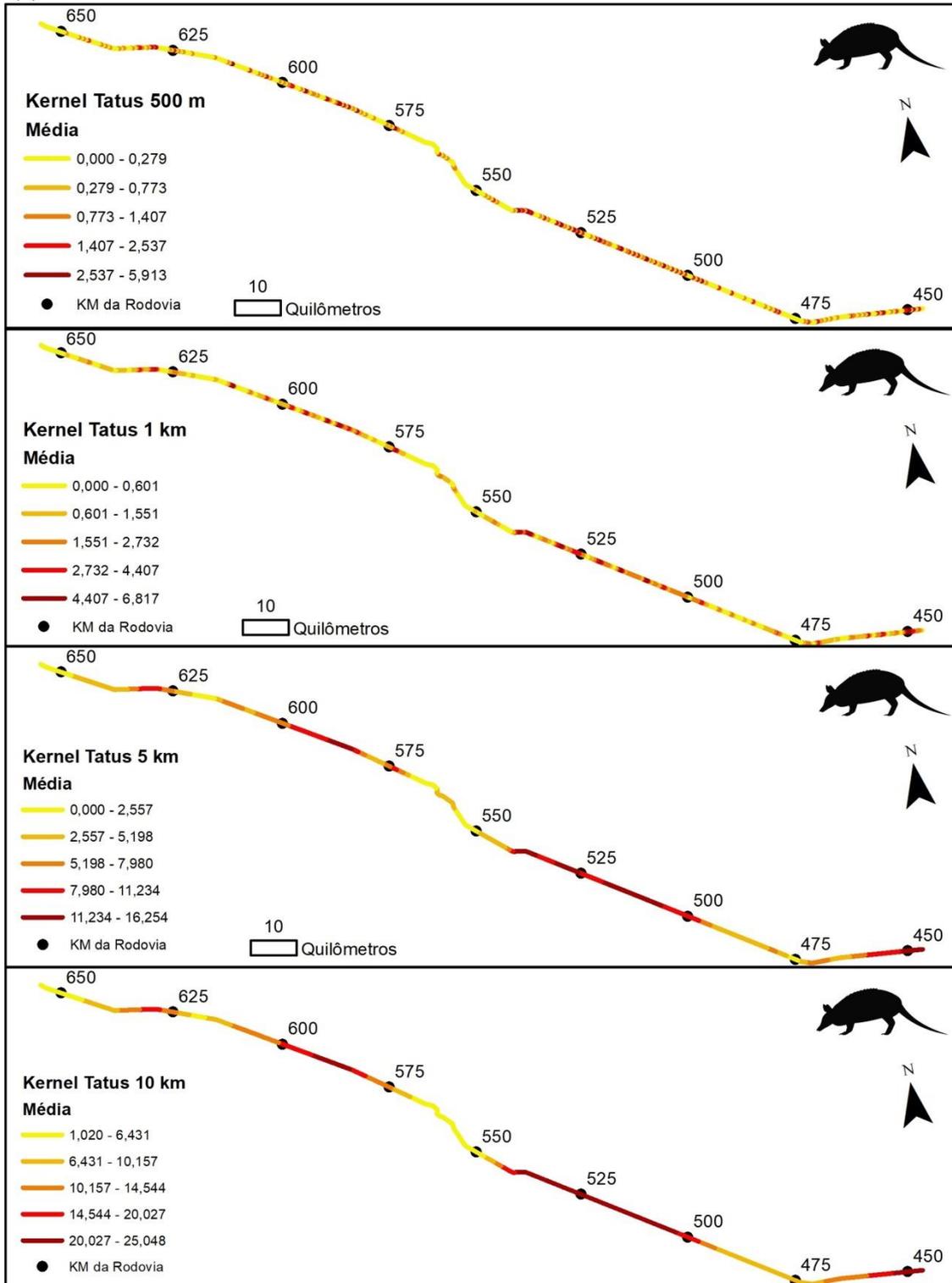
(a)



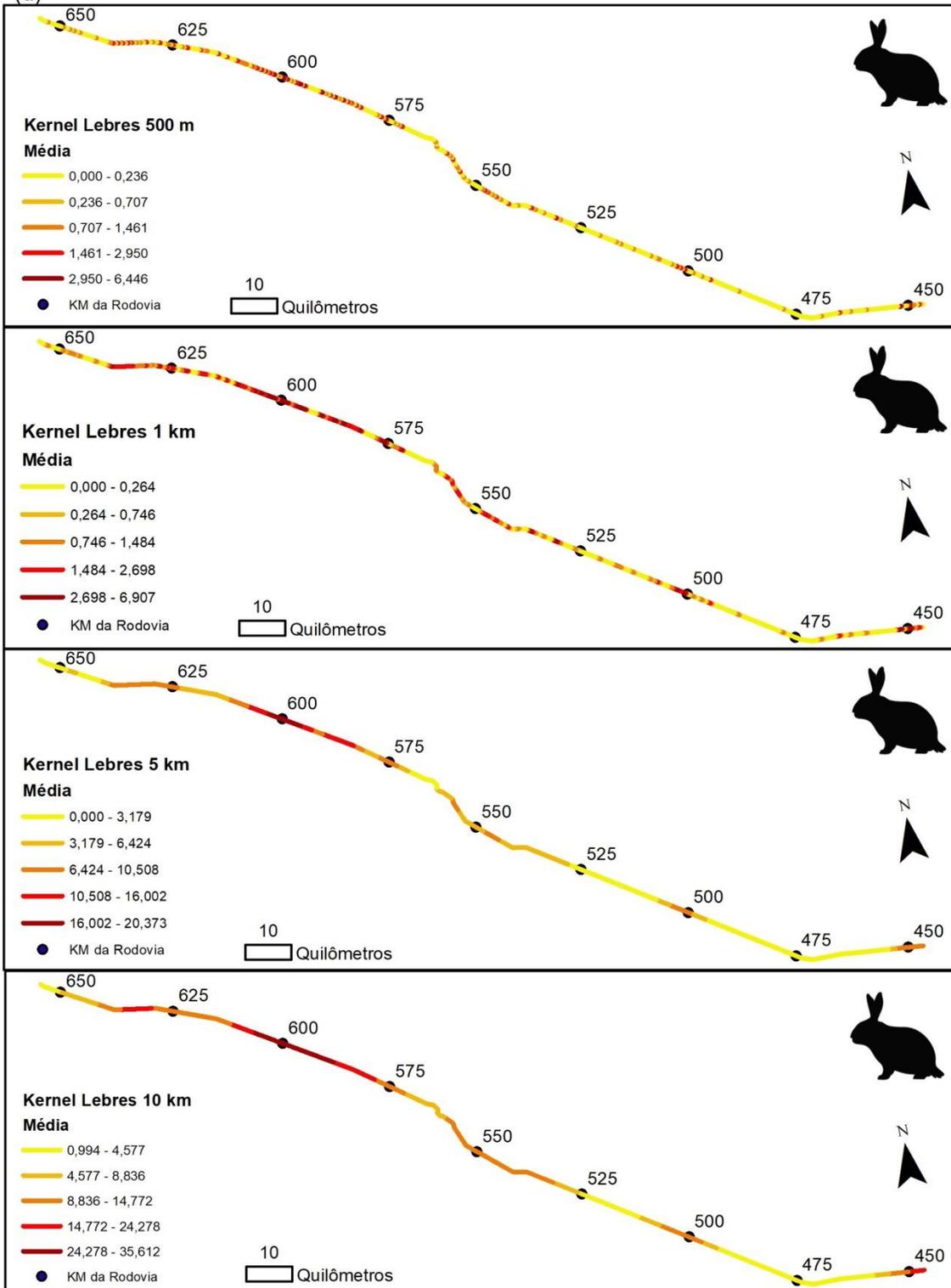
(b)



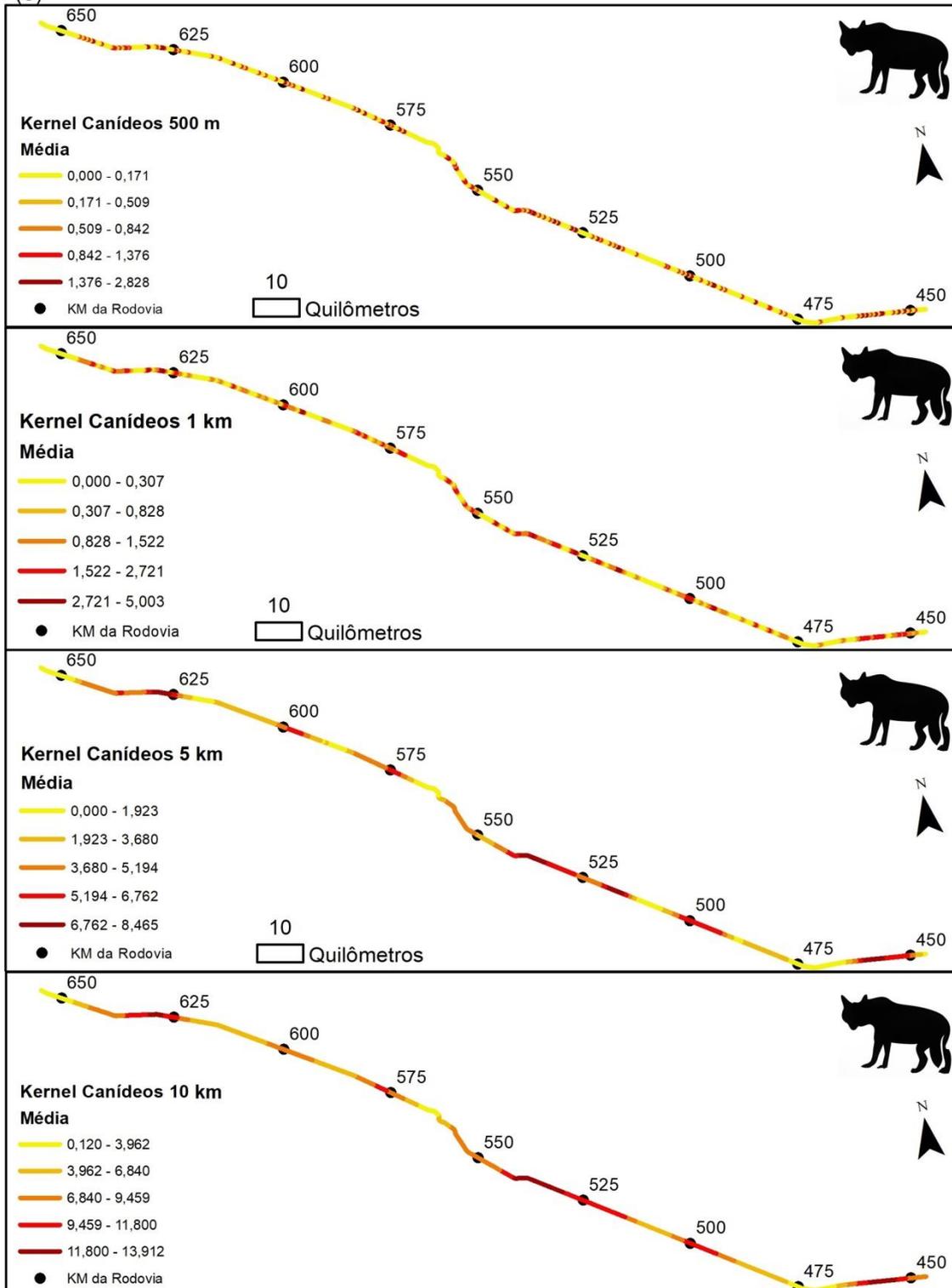
(c)



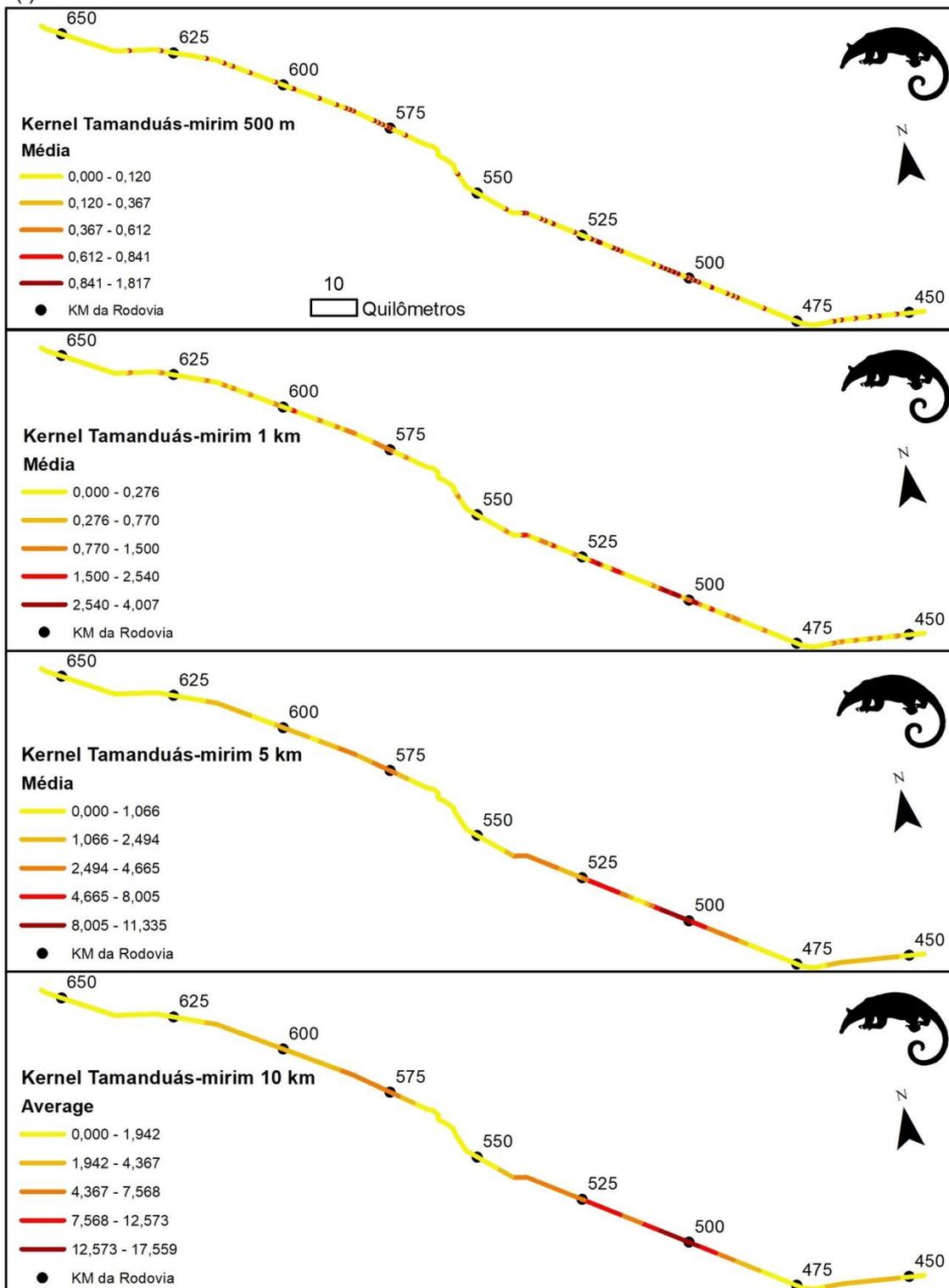
(d)



(e)



(f)



Os resultados da análise de Kernel em rede demonstraram que há diferenças dentre os tipos de animais analisados, em vários aspectos. A intensidade varia em função do número de registros utilizado na análise. Portanto, a intensidade variou entre as espécies, pois a capivara e o tatu totalizaram um maior número de vítimas de atropelamento em relação a, por exemplo, canídeos e tamanduás-mirim. Além disso, houve variação no número, na localização e na concentração dos trechos de maior intensidade de atropelamento dentre os tipos de animal. Alguns animais – tamanduás-mirim e lebres – apresentaram trechos de maior intensidade mais concentrados, ou seja, mais curtos e intensos. Já tatus e canídeos apresentaram trechos de maior intensidade mais diluídos, isto é, mais longos e espalhados ao longo de trechos da rodovia. Os resultados da análise de Kernel apresentaram resultados diferentes para cada escala de análise, como já era esperado. Para o raio de 500m, os animais apresentaram curtos e múltiplos trechos com forte intensidade, espalhados ao longo da rodovia, e a intensidade variou de forma brusca e descontínua, com muitos altos e baixos. Por meio desse tamanho de raio, não é possível apontar a variação de intensidade em toda a extensão da rodovia, apenas na escala local. Os resultados para raios de 1 km apresentaram um padrão similar ao do raio de 500m, sendo este ideal para identificar a variação em escala local, ou seja, a variação de intensidade em uma extensão de 20km. Já os resultados dos raios 5 km e 10 km se mostraram mais adequados para o reconhecimento da variação de intensidade em toda a extensão da rodovia estudada.

Para cada animal, foi escolhido o raio que, visualmente, melhor representa a variação de intensidade, ou seja, o raio que apresenta os resultados de forma clara, onde é possível enxergar com facilidade os pontos em que há maior número de atropelamentos de animais. Para selecionar o tamanho de raio ideal, foi feita uma contagem de trechos com maior intensidade, representados pela cor vermelho escuro. Caso houvesse muitos trechos de maior intensidade curtos e espalhados, a escala foi considerada não-ideal. Já se houvesse um número menor de trechos de forte intensidade – entre três e seis, a escala de raio foi considerada ideal. Nos casos em que havia apenas um único trecho de forte intensidade, muito comprido e generalizado, considerou-se a análise de raio diretamente menor.

Dentre os mapas de kernel para o **total de animais** (Figura 10a), nas quatro escalas de análise, o **raio de 5km** foi considerado ideal, pois possui três trechos de forte intensidade. O mapa de kernel para **capivaras** (Figura 10b) no **raio de 10km** foi

considerado ideal, pois possui três trechos de forte intensidade, enquanto que no raio de 5 km, há apenas um trecho de forte intensidade. Para **tatus** (Figura 10c), o **raio de 5km** foi considerado ideal, pois possui seis trechos de forte. Para **lebres** (Figura 10d), tanto no raio de 10km quanto no raio de 5km, há apenas um trecho de maior intensidade. Já no raio de 1km, há mais de 20 trechos de maior intensidade. Portanto, o **raio de 5 km** foi considerado ideal. Para **canídeos** (Figura 10e), o **raio de 5km** foi considerado ideal, com quatro trechos de forte intensidade. Para **tamanduás-mirim** (Figura 10f), tanto no raio de 10km quanto no raio de 5km, há apenas um trecho de maior intensidade. Portanto, o **raio de 5 km** foi considerado ideal.

Em relação a frequência e localização dos trechos de forte intensidade, lebres e tamanduás-mirim apresentaram um único trecho de forte intensidade cada um, sendo que a localização dos mesmos não coincide. O trecho de maior intensidade de atropelamento de lebres foi do km 595,7 ao km 603,7. Já o trecho de maior intensidade de atropelamento de tamanduás-mirim foi do km 499,9 ao km 507,3. Capivaras apresentaram três trechos de forte intensidade bem distribuídos ao longo do trecho de rodovia estudado, entre os km 447 a 456,7, km 572,2 a 580,7 e km 628,6 a 632,3. Visto que capivaras correspondem a 36% do total de indivíduos atropelados, no período e trecho estudado, os valores de intensidade são os mais altos dentre todos os tipos de animais, variando de 0 a 77. Conseqüentemente, os trechos de maior intensidade de atropelamento de capivaras refletem diretamente no resultado de Kernel para o total de animais. Tatus apresentaram seis trechos de forte intensidade, entre os km 447 a 452, km 506,2 a 520,3, km 525,6 a 531,6, km 535,7 a 540,8, km 584 a 589,9 e km 595,7 a 604, caracterizando um padrão multifocal. É interessante salientar que três desses trechos são bem próximos, quase contínuos, do km 506,2 ao km 540,8. Já canídeos apresentaram quatro trechos de forte intensidade bem distribuídos ao longo do trecho de rodovia estudado, entre os km 455,9 a 460,9, km 515,7 a 519,8, km 533,9 a 540,4, e km 625,8 a 630,3, caracterizando, assim como os tatus, um padrão multifocal. Por fim, quando analisado o total de animais, há três trechos de forte intensidade, do km 449,7 ao km 454,6, do km 498,8 ao km 503,6 e do km 573,9 ao km 579,8, caracterizando um padrão multifocal.

Além dos mapas, são apresentados dados adicionais extraídos da análise de Kernel. A Tabela 11 mostra (A) a porcentagem do comprimento da rodovia que é classificada pela análise de Kernel como de maior intensidade de atropelamento, por exemplo: na escala de análise de 10km, 10,5% da extensão total da rodovia é classificada

como *hotspot* (de Kernel) de capivara, e (B) a porcentagem de pontos de atropelamento que está contida nos trechos de maior intensidade de atropelamento. Em relação ao comprimento dos trechos de maior intensidade, comparando os mapas de Kernel dos animais estudados, tatu (Figura 10c) e canídeos (Figura 10e), na escala de 5 km, apresentaram os trechos mais longos com maior intensidade, sendo 36,2 km para tatus e 19,6 km para canídeos. Tal característica denota uma distribuição mais homogênea, quando comparados aos demais tipos de animais, pois os trechos de forte intensidade não se dão em picos curtos, mas sim em trechos longos e mais distribuídos ao longo dos 207 km da área de estudo. Por outro lado, lebres e tamanduás-mirim apresentaram os trechos mais curtos com maior intensidade, sendo 8,2 km para lebres e 7,3 km para tamanduás-mirim. Tal característica denota uma distribuição mais concentrada em um trecho contínuo e curto da rodovia. Capivaras e o total de mamíferos apresentam um padrão intermediário, com trechos de maior intensidade de extensões de 21,8 km e 15,4 km, respectivamente.

As informações da Tabela 11 descrevem quantitativamente aspectos dos trechos de *hotspots* e são outra forma de interpretar os mesmos.

**Tabela 11 - Porcentagem da rodovia que é um *hotspot* da Análise de Kernel e porcentagem de atropelamentos dentro dos *hotspots* (de Kernel)**

Animal	Escala de análise							
	500m		1 km		5 km		10 km	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Total	4,8%	26%	1,7%	9%	7,4%	20%	12,2%	27%
Capivara	4,1%	44%	2,7%	27%	2,2%	13%	10,5%	31%
Tatu	5,6%	41%	4,8%	26%	17,4%	35%	25,7%	47%
Lebre	2,6%	30%	11,4%	47%	4,0%	16%	9,1%	25%
Canídeo	7,5%	51%	3,0%	17%	9,5%	21%	10,4%	21%
Tamanduá-mirim	10,0%	100%	2,4%	22%	3,5%	20%	4,7%	27%

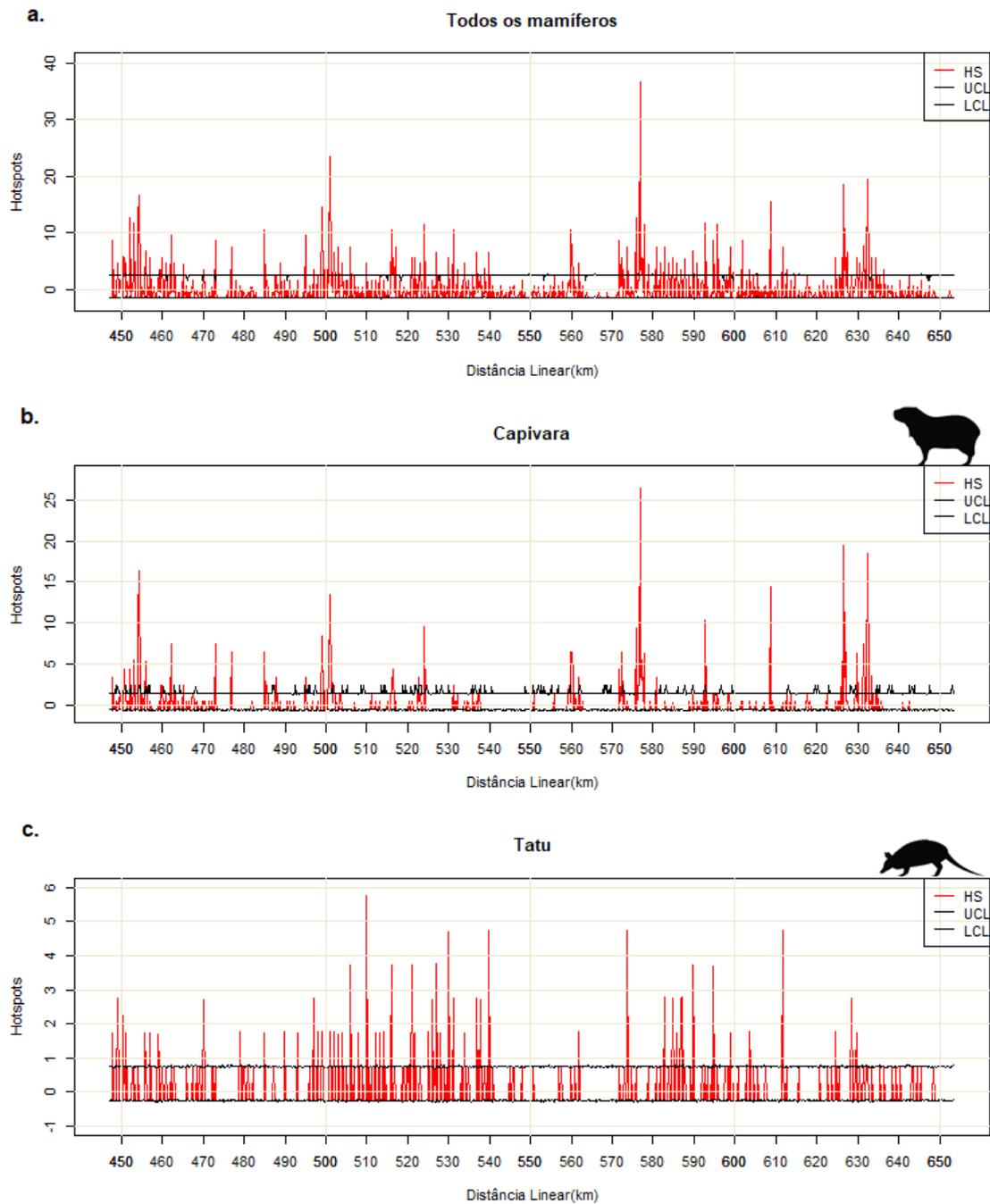
OBS: A: Porcentagem da rodovia que é um *hotspot* de Kernel. B: Porcentagem de atropelamentos dentro dos *hotspots* de Kernel

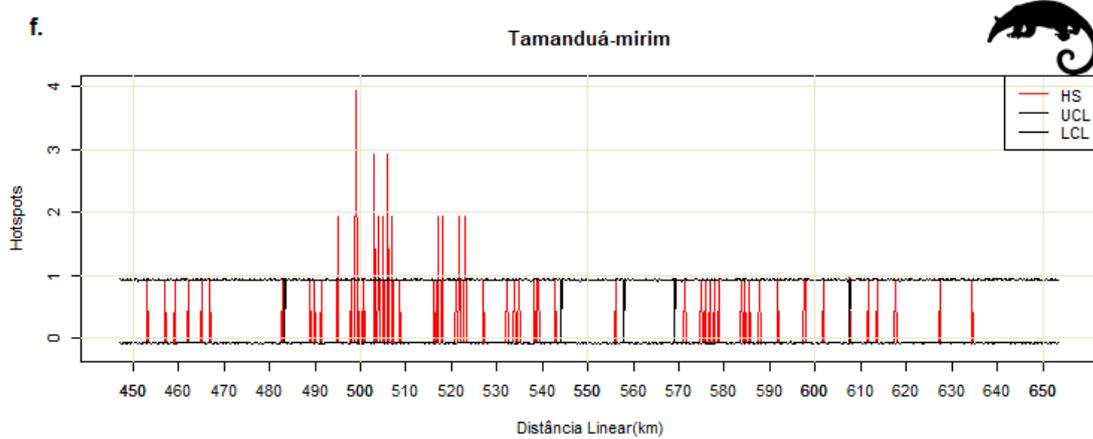
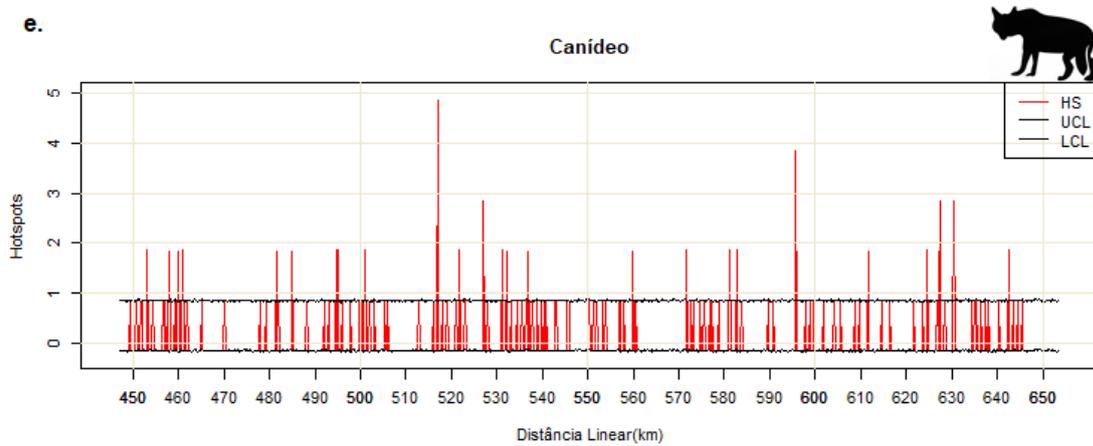
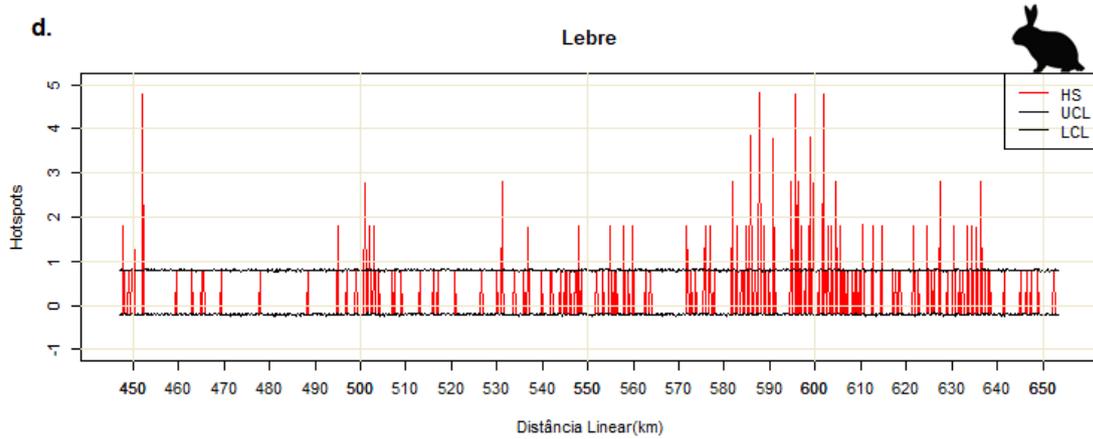
#### 4.3 Análise de *Hotspots* via software Siriema v2.0

A análise de *Hotspots* identificou os principais trechos com atropelamentos de fauna, isto é, os *Hotspots*, ou também denominados *hotzones* de atropelamento de fauna. A linha vermelha é a função N eventos – N simulado, que representa a intensidade de

pontos de atropelamento, e as linhas pretas são os limites de confiança superior e inferior. Observam-se intensidades de agregação significativas em alguns trechos da rodovia, por exemplo, para o total de mamíferos (Figura 11a), com picos nos km 577, 501, 632, 627 e 455. O gráfico da análise de *hotspots* para capivaras (Figura 11b) possui picos de intensidade nos km 454, 576, 626 e 632. O gráfico da análise de *hotspots* (Figura 11c) para tatus indica picos de intensidade nos km 510, 530, 539, 573, e 611. Para Lebres (Figura 11d) os picos de intensidade ocorreram nos km 587, 595, 599, e 601. Para Canídeos (Figura 11e) os picos de intensidade ocorreram nos km 517 e 595. Por fim tamanduás-mirim (Figura 11f) os picos de intensidade ocorreram nos km 498, 503, e 506.

**Figura 11 - Gráficos da Análise de *Hotspots* para (a) todos os mamíferos analisados, (b) capivara, (c) tatu, (d) lebre, (e) canídeo, e (f) tamanduá-mirim**





HS = valores da função  $N$  eventos -  $N$  simulado; UCL = limite de confiança superior (95%); LCL = limite de confiança inferior (95%). Parâmetros de entrada: Raio (m): 100, Número de Simulações: 1000, Número de Divisões: 1030, Intervalo de Confiança: 95%

#### **4.4 *Self-Organizing Maps***

As variáveis selecionadas da AE1 foram: porcentagem de formação florestal no buffer de 500m, porcentagem de corpos d'água no buffer de 500m, porcentagem de silvicultura no buffer de 5 km, porcentagem de área edificada no buffer de 5 km, porcentagem de cana-de-açúcar no buffer de 500m, comprimento total dos rios lineares dentro do buffer de 500m, e Índice de Diversidade Shannon-Wiener para classes de uso do solo dentro do buffer de 1km, destacadas na Tabela 12.

Tabela 12. Matriz de coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>) das variáveis da Análise Exploratória 1

Variável	Raio	R <sup>2</sup> máximo por variável	Fauna atropelada															
			Anta	Canideos	Capivara	Cervo	Gambá	Guaxinim	Jaguatirica	Lebre	Lobo-guará	Macaco	Onça-parda	Ouriço	Quati	Tamanduá- bandeira	Tamanduá- mirim	Tatu
Porcentagem de formação florestal	500 m 1 km 5 km	<b>0,54</b> 0,506 0,315	<b>0,54</b> 0,506 0,315	0,025 0,023 0,006	0,05 0,052 0,007	0,011 0,024 0,003	0,002 0,005 0,007	0,019 0,037 0,006	0,008 0,02 0,004	0,015 0,012 0,032	0,049 0,061 0,077	0,066 0,09 0,025	0,077 0,09 0,039	0,04 0,052 0,03	0,001 0,001 0,029	0,056 0,024 0,036	0,035 0,029 0,078	0,041 0,045 0,002
Porcentagem de corpos d'água	500 m 1 km 5 km	<b>0,107</b> 0,103 0,081	0,007 0,008 0,033	0,011 0,012 0,002	<b>0,107</b> 0,103 0,081	0,01 0,024 0	0,008 0,004 0,009	0 0,003 0,003	0,01 0,024 0,001	0,023 0,027 0,011	0,043 0,044 0,039	0,003 0,002 0,009	0,014 0,013 0,014	0,001 0,01 0,008	0,042 0,04 0,001	0,044 0,044 0,034	0 0,001 0,022	0,043 0,047 0,018
Porcentagem de silvicultura	500 m 1 km 5 km	0,184 0,216 <b>0,218</b>	0,038 0,025 0,003	0 0,001 0,004	0,02 0,02 0,025	0,072 0,044 0,008	0,002 0,002 0,007	0,004 0,003 0,006	0,119 0,081 0,027	0,005 0,004 0,003	0,016 0,015 0,013	0,022 0,012 0	0,001 0,001 0,003	0,003 0,002 0,003	0,184 0,216 <b>0,218</b>	0,019 0,018 0,03	0,131 0,087 0,061	0 0 0,003
Porcentagem de área edificada	500 m 1 km 5 km	0,041 0,044 <b>0,073</b>	0,012 0,013 0,031	0,01 0,006 0,001	0 0 0,015	0,008 0,007 0,002	0,004 0,004 0,001	0,001 0,001 0,002	0,009 0,008 0,004	0,002 0,002 0,003	0,02 0,02 0,014	0,006 0,005 0,006	0,003 0,004 0,006	0 0 0,002	0,008 0,009 0,023	0,041 0,044 <b>0,073</b>	0,014 0,016 0,039	0 0 0
Porcentagem de cana-de-açúcar	500 m 1 km 5 km	<b>0,164</b> 0,159 0,139	0,001 0,006 0,013	0,01 0,006 0	0,001 0 0,009	0,003 0,005 0,014	0,012 0,017 0,029	0,145 0,133 0,088	0,002 0,003 0,011	0,039 0,049 0,055	0,001 0 0,007	0,001 0,002 0,003	0,007 0,006 0,002	0,009 0,002 0,001	0,067 0,075 0,038	<b>0,164</b> 0,159 0,139	0,037 0,052 0,045	0 0,001 0
Comprimento total dos rios lineares	500 m 1 km 5 km	<b>0,108</b> 0,05 0,053	0,064 0 0,041	0,025 0,01 0	<b>0,108</b> 0,039 0	0,016 0,02 0,006	0,027 0,04 0,045	0,021 0,023 0,008	0,011 0,012 0,002	0,003 0,003 0,019	0,002 0,002 0,027	0,009 0,002 0	0,009 0,002 0	0,006 0,001 0,012	0 0,012 0,048	0,002 0,027 0,025	0 0,019 0,053	0,107 0,05 0,005
Diversidade de classes de uso do solo	500 m 1 km 5 km	0,124 <b>0,135</b> 0,091	0,094 <b>0,135</b> 0,064	0 0,001 0,002	0,026 0,013 0,019	0,009 0,008 0,003	0,013 0,017 0,048	0,017 0,005 0,001	0,016 0,015 0,001	0,073 0,061 0,057	0,064 0,073 0,091	0,009 0,013 0	0 0 0	0,004 0,009 0,013	0,124 0,112 0,056	0,017 0,012 0,007	0,07 0,06 0,041	0,028 0,013 0

OBS: Dentre as três escalas (500m, 1km e 5km), foi a escolhida aquela que possui maior coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) com alguma espécie de animal, para cada variável. A variável escolhida é aquela em negrito na coluna “R<sup>2</sup> máxima por variável”.

A AE2 foi realizada com todas as variáveis, exceto aquelas eliminadas na AE1. A AE2 gerou uma matriz de coeficiente de determinação ( $R^2$ ) entre os tipos de animais atropelados e características da via, do uso e cobertura do solo (Tabela 13). Identificaram-se as variáveis que apresentaram baixos valores de  $R^2$  com atropelamento de animais ( $R^2 < 0,099$ ) e eliminaram-se as mesmas. As variáveis eliminadas foram: elevação ( $R^2 < 0,07$ ), velocidade máxima permitida ( $R^2 < 0,087$ ) e período do dia: tarde ( $R^2 < 0,034$ ).

Tabela 13 - Matriz de coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>) das variáveis da Análise Exploratória 2

Componente	R <sup>2</sup> máximo	Fauna atropelada															
		Anta	Canídeos	Capivara	Cervo	Gambá	Guaxinin	Jaguatirica	Lebre	Lobo-guará	Macaco	Onça parda	Ouriço	Quati	Tamanduá-bandeira	Tamanduá-nirrim	Tatu
Distância da form. florestal mais próxima (m)	<b>0,171</b>	0,05	0,064	<b>0,161</b>	0,018	0	0,055	0,003	0	0,002	0,029	0,022	0,007	0,015	0,083	0,005	0,171
Distância de silvicultura mais próxima (m)	<b>0,343</b>	0,015	0,023	0,001	0,013	0,015	<b>0,343</b>	0,008	0,069	0,014	0,005	0,003	0,01	0,042	0,028	0,008	0
Distância do corpo d'água mais próximo (m)	<b>0,254</b>	0,005	0	0,073	0,006	0,007	0,003	0,003	0,002	0,011	0,011	0	0,004	0,003	0,009	0	<b>0,254</b>
Distância da área edificada mais próxima (m)	<b>0,22</b>	0,062	0,067	0,024	0,05	0,003	<b>0,22</b>	0,01	0,03	0,004	0,005	0,007	0,053	0,026	0,107	0,032	0,007
Distância da cana-de-açúcar mais próxima (m)	<b>0,385</b>	0,005	0,123	<b>0,385</b>	0,027	0,048	0,056	0,015	0,049	0,026	0,159	0,007	0,024	0,013	0,001	0	0,075
<i>Elevação (m)</i>	<i>0,07</i>	<i>0,022</i>	<i>0,01</i>	<i>0,014</i>	<i>0,003</i>	<i>0,005</i>	<i>0,006</i>	<i>0,018</i>	<i>0,004</i>	<i>0,008</i>	<i>0,017</i>	<i>0</i>	<i>0,046</i>	<i>0,035</i>	<i>0,041</i>	<i>0,002</i>	<i>0,07</i>
<i>Velocidade máxima permitida (km/h)</i>	<i>0,087</i>	<i>0,078</i>	<i>0,01</i>	<i>0,007</i>	<i>0,087</i>	<i>0,043</i>	<i>0,048</i>	<i>0</i>	<i>0,082</i>	<i>0,068</i>	<i>0,018</i>	<i>0,065</i>	<i>0,009</i>	<i>0,072</i>	<i>0,012</i>	<i>0,043</i>	<i>0,055</i>
Volume de tráfego (veículos/ano)	<b>0,122</b>	0,078	0,018	0,001	0,093	0,058	0,048	0	<b>0,122</b>	0,1	0,028	0,064	0,012	0,061	0,032	0,046	0,044
Formação florestal no raio de 500m (%)	<b>0,61</b>	<b>0,61</b>	0,028	0,052	0	0,009	0,011	0,002	0,029	0,012	0,037	0,189	0,006	0,05	0,042	0,071	0,068
Corpos d'água no raio de 500m (%)	<b>0,137</b>	0,002	0,03	<b>0,137</b>	0,038	0,013	0,001	0,002	0,023	0,01	0,009	0	0,014	0,057	0,026	0,006	0,048
Cana-de-açúcar no raio de 500m (%)	<b>0,157</b>	0,017	0,017	0,012	0,049	0,031	0,123	0,005	0,085	0,045	0,001	0,032	0	<b>0,157</b>	0,008	0,024	0,034
Slvicultura no raio de 5 km (%)	<b>0,116</b>	0,018	0	0,004	0,012	0,006	0,023	0,001	0,002	0,004	0,005	<b>0,116</b>	0,008	0,044	0,001	0,004	0,026
Área edificada no raio de 5 km (%)	<b>0,199</b>	0,037	0,039	0,02	<b>0,199</b>	0	0,013	0,001	0,021	0	0,009	0,033	0,043	0,002	0,059	0,037	0,02
Comprimento total dos rios no raio de 500m (km)	<b>0,27</b>	0,066	0,035	0,104	0,019	0,016	0	0,001	0,008	0,024	0,005	0,002	0,001	0,004	0,002	0	<b>0,27</b>
Diversidade de classes de uso do solo no raio de 1 km	<b>0,242</b>	<b>0,242</b>	0,001	0,007	0,008	0,065	0,044	0	0,105	0,099	0,011	0,189	0,002	0,201	0,006	0,058	0,001
Período do dia: manhã	<b>0,16</b>	0,004	0	0,15	0,026	0,009	0	0,046	0,015	0,008	<b>0,16</b>	0,001	0,068	0	0,026	0,018	0,03
<i>Período do dia: tarde</i>	<i>0,034</i>	<i>0,001</i>	<i>0,034</i>	<i>0,001</i>	<i>0,004</i>	<i>0,004</i>	<i>0,002</i>	<i>0,01</i>	<i>0,001</i>	<i>0,004</i>	<i>0,014</i>	<i>0,002</i>	<i>0,002</i>	<i>0,006</i>	<i>0,009</i>	<i>0,01</i>	<i>0</i>
Período do dia: noite	<b>0,118</b>	0,002	0,016	<b>0,118</b>	0,012	0,016	0	0,065	0,009	0,002	0,092	0	0,071	0,001	0,042	0,032	0,024

Os valores em negrito são os maiores máximos de R<sup>2</sup> para cada variável considerada na AE2. Valores altos de R<sup>2</sup> indicam tais variáveis possuem relação com a espécie atropelada. As variáveis em itálico foram eliminadas na AE2, por apresentarem baixos valores de R<sup>2</sup>.

A AD considerou 31 variáveis, sendo 16 delas tipos de animais e 15 relacionadas ao uso do solo e características da via. A AD gerou um mapa de 196 (14 x 14) unidades e as amostras foram agrupadas em 126 BMUs. O erro de quantização final foi de 3,02. A matriz de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) da AD pode ser visualizada na Tabela 14.

**Tabela 14 - Médias e matriz de coeficientes de determinação ( $R^2$ ) das variáveis de uso do solo e caracterização da rodovia da Análise Definitiva por espécie (nome popular)**

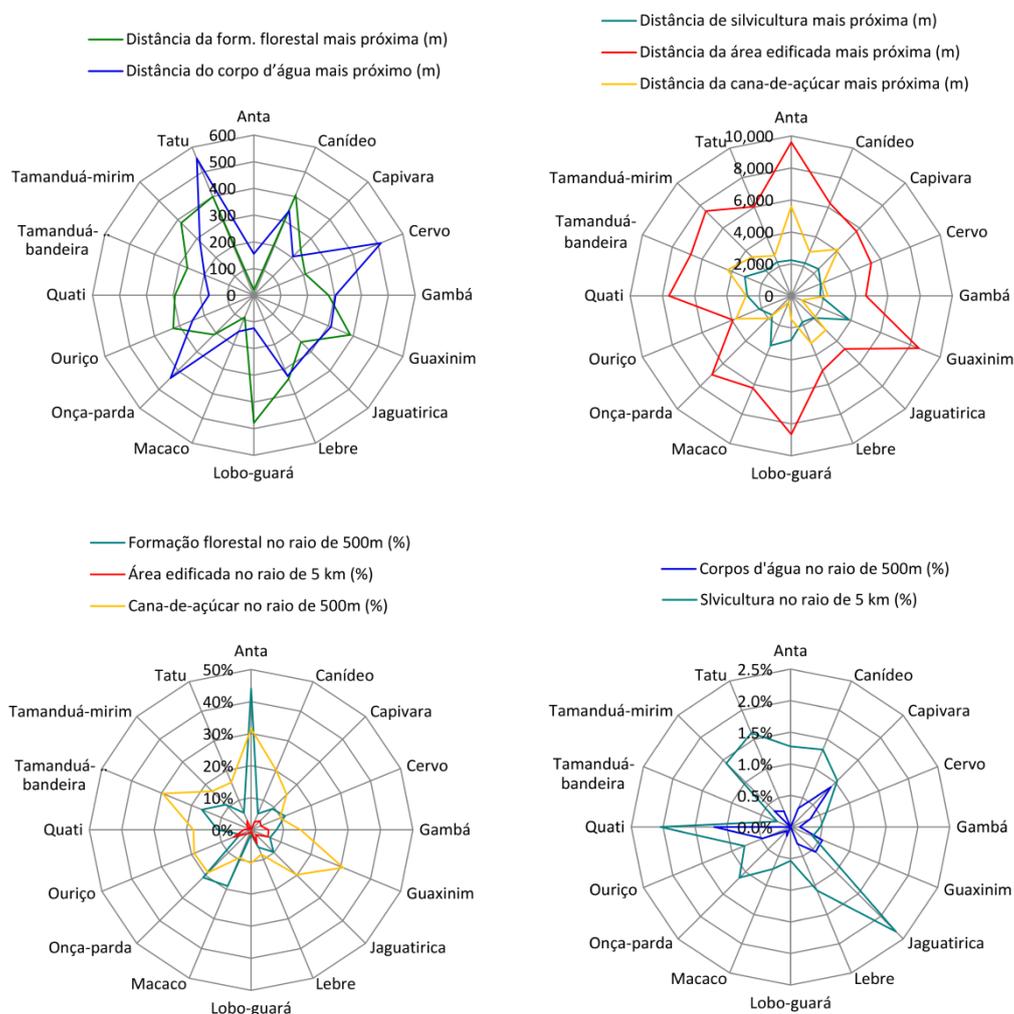
Variável	Anta		Canídeo		Capivara		Cervo		Gambá		Guaxinim		Jagatirica		Lebre		Lobo-guará	
	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>										
Distância da form. florestal mais próxima (m)	18,4	0,11	406,4	0,045	245,3	0,168	206,6	0,006	277,6	0,002	387,9	0,082	248,1	0,032	339,2	0,039	479,4	0,037
Formação florestal no raio de 500m (%)	44,1	0,624	5,5	0,022	9,2	0,049	11,3	0,002	7,8	0,007	6,3	0,003	9,8	0,032	5,9	0,039	1,4	0,015
Distância do corpo d'água mais próximo (m)	155,1	0,02	342,2	0,01	204,9	0,073	512,4	0,003	304,0	0,003	310,2	0	291,3	0,003	327,6	0,017	123,7	0,003
Corpos d'água no raio de 500m (%)	0,0	0	0,3	0,003	0,9	0,087	0,3	0,001	0,1	0,011	0,5	0,005	0,6	0,007	0,3	0,037	0,0	0,012
Distância de silvicultura mais próxima (m)	2.236,4	0,101	2.215,7	0,005	2.386,3	0,018	1.969,3	0,01	1.789,9	0,029	3.886,9	0,099	1.950,0	0,007	1.769,2	0,048	2.759,8	0,001
Silvicultura no raio de 5 km (%)	1,3	0,003	1,3	0,014	1,0	0,008	0,6	0,011	0,5	0,016	0,4	0,016	2,3	0,204	1,1	0	0,5	0,009
Distância da área edificada mais próxima (m)	9.617,3	0,164	6.276,7	0,001	5.720,7	0,001	5.361,6	0,019	4.629,4	0,025	8.574,1	0,09	4.691,8	0	5.058,3	0,007	8.662,8	0,011
Área edificada no raio de 5 km (%)	0,00	0,044	2,69	0,01	3,91	0,009	3,22	0,032	5,38	0,015	5,67	0,009	2,06	0,02	4,56	0	0,54	0,002
Distância da cana-de-açúcar mais próxima (m)	5.596,2	0,031	2.978,8	0,036	4.128,6	0,385	2.140,1	0,008	2.262,4	0,043	702,1	0,064	3.022,7	0,066	3.209,3	0,011	1.460,9	0,017
Cana-de-açúcar no raio de 500m (%)	31,5	0,022	20,2	0,007	15,6	0,001	9,6	0,015	15,3	0,017	30,8	0,121	19,8	0,007	8,2	0,072	10,4	0,001
Volume de tráfego (veículos/ano)	1.314.221	0,098	2.094.463	0,005	2.275.000	0,004	2.710.043	0,039	2.511.563	0,065	2.333.978	0,022	2.211.378	0,045	2.709.195	0,068	2.780.044	0
Diversidade de classes de uso do solo no raio de 1 km	1,2	0,155	0,6	0,039	0,6	0,09	0,6	0,005	0,5	0,009	0,5	0,016	0,7	0,001	0,4	0,003	0,4	0
Comprimento total dos rios no raio de 500m (km)	1,0	0,249	1,1	0	1,5	0,029	1,2	0,015	1,5	0,043	1,2	0,004	1,1	0,106	1,4	0,117	1,8	0,015

Variável	Macaco		Onça-parda		Ouriço		Quati		Tamanduá-bandeira		Tamanduá-mirim		Tatu		Total	
	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>	Média	R <sup>2</sup>
Distância da form. florestal mais próxima (m)	89,5	0	209,6	0,009	324,9	0,002	293,6	0,028	267,7	0	383,0	0,009	399,6	0,059	315,3	0,168
Formação florestal no raio de 500m (%)	19,0	0,018	21,0	0,039	3,7	0,004	10,4	0,078	16,5	0,005	11,2	0,009	5,7	0,027	7,9	0,624
Distância do corpo d'água mais próximo (m)	147,1	0,018	439,0	0,001	247,0	0,003	167,3	0,015	198,4	0,004	283,9	0,003	554,7	0,103	311,6	0,103
Corpos d'água no raio de 500m (%)	0,2	0	0,1	0,001	0,5	0,001	1,2	0,062	0,0	0,008	0,4	0,001	0,3	0,04	0,6	0,087
Distância da área de silvicultura mais próxima (m)	3.363,2	0,036	1.683,0	0,031	2.148,7	0,011	2.734,0	0,004	3.127,9	0,009	2.240,2	0,012	2.287,8	0	2.259,9	0,101
Silvicultura no raio de 5 km (%)	0,7	0	1,1	0,02	0,8	0,013	2,0	0,042	0,2	0,009	1,4	0,002	1,6	0,003	1,2	0,204
Distância da área edificada mais próxima (m)	6.230,0	0,03	6.970,0	0,026	3.919,1	0,031	7.594,1	0,008	6.755,8	0,006	7.507,7	0,03	6.040,9	0,002	5.874,2	0,164
Área edificada no raio de 5 km (%)	0,94	0,001	1,62	0,028	5,89	0,066	2,28	0,004	0,61	0,004	1,83	0,009	3,09	0,013	3,62	0,066
Distância da cana-de-açúcar mais próxima (m)	423,4	0,015	1.969,8	0,07	3.711,1	0,001	2.804,4	0,005	4.272,8	0,008	3.439,8	0,002	2.724,4	0,115	3.407,7	0,385
Cana-de-açúcar no raio de 500m (%)	9,4	0,092	18,8	0,034	19,1	0,004	17,8	0,001	29,6	0,021	17,1	0,019	16,0	0,001	15,6	0,121
Volume de tráfego (veículos/ano)	2.659.721	0,14	1.870.553	0,056	2.726.528	0,04	2.044.316	0,008	2.167.683	0,029	1.988.907	0,017	2.157.373	0,009	2.293.886	0,14
Diversidade de classes de uso do solo no raio de 1 km	0,6	0,01	0,7	0,001	0,5	0,002	0,7	0,055	0,5	0,006	0,6	0	0,5	0,119	0,6	0,155
Comprimento total dos rios no raio de 500m (km)	1,9	0,117	1,1	0,086	1,3	0,008	1,7	0,101	1,9	0,029	1,3	0,011	1,0	0,002	1,3	0,249

Ao observar as médias das variáveis de distância de uso do solo (Tabela 14), verifica-se que, em geral, os animais foram atropelados próximo de fragmentos florestais e de corpos d'água. Em média a 315 m do fragmento mais próximo e a 311 m do corpo d'água mais próximo. Já as variáveis cultivo de cana, silvicultura e área edificada se apresentaram a uma maior distância dos atropelamentos de animais em relação a formação florestal e corpos d'água. Os animais foram atropelados a uma distância média de 3,4 quilômetros do cultivo de cana mais próximo, a uma distância de 2,2 quilômetros de silvicultura mais próxima e de 5,8 quilômetros de áreas edificadas. As variáveis de distância e área relativa das classes de uso do solo também podem ser visualizadas por espécie nos gráficos da Figura 12:

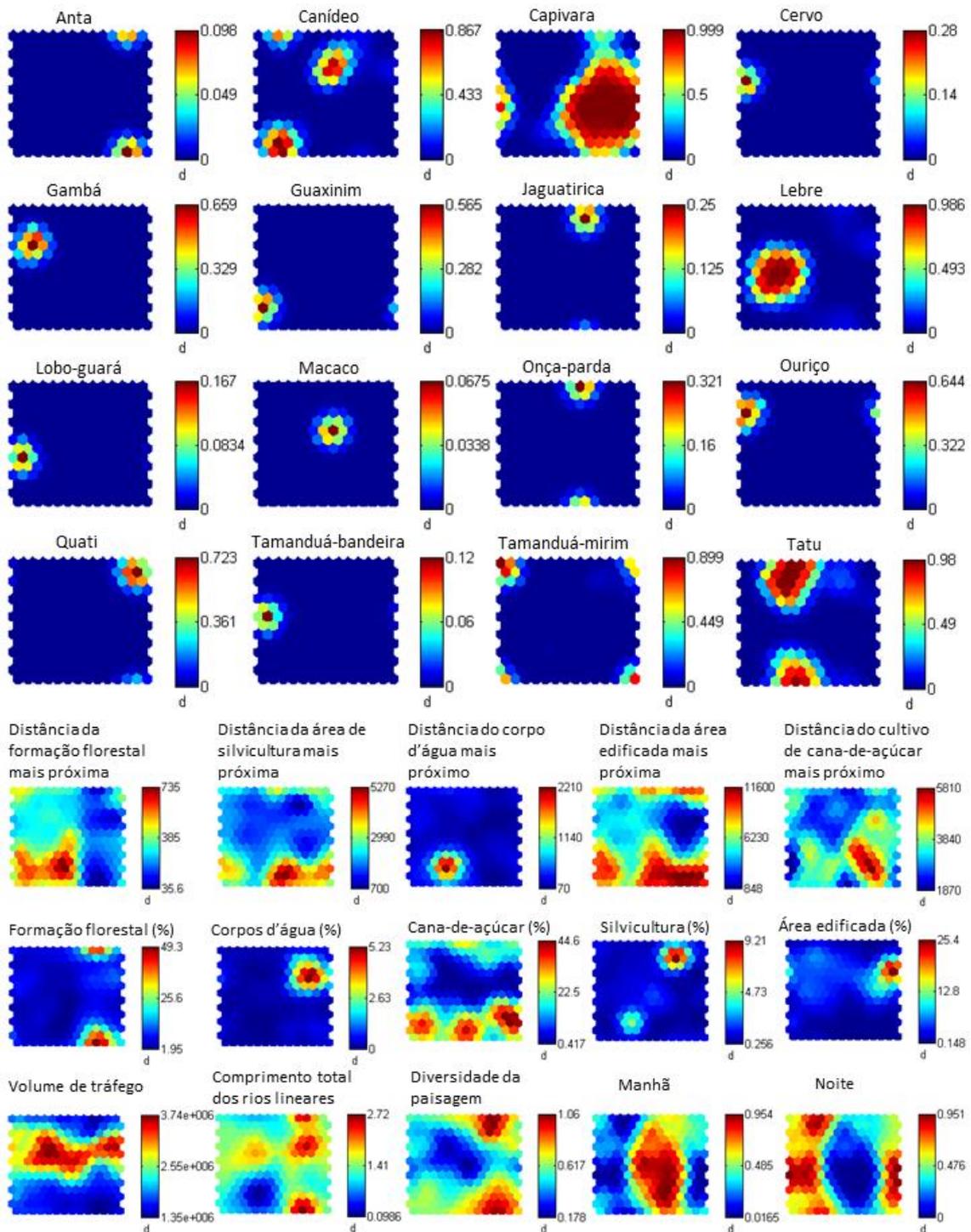
**Figura 12- Distâncias e áreas relativas das classes de uso do solo por espécie**



Canídeo, lobo-guará e tatu foram as espécies atropeladas mais distantes de floresta ou em áreas com baixa densidade de florestas. Anta, jaguatirica, macaco e onça-parda foram as espécies atropeladas mais perto de florestas e em áreas com alta densidade de florestas. Anta, quati, lobo-guará e macaco foram atropeladas muito próximas de corpos d'água. Tatu, onça-parda e cervo foram as espécies atropeladas mais distantes de corpos d'água. A espécie onça-parda foi atropelada mais próxima de silvicultura. Guaxinim, macaco e tamanduá-bandeira foram atropelados mais distantes de silvicultura. Antas foram atropeladas mais distante de cana do que a média dos animais. Guaxinins e macacos foram atropelados mais próximos de cana do que a média dos animais. Antas e lobos-guará foram atropelados mais distante de áreas edificadas do que a média dos animais. Guaxinim, lebre e ouriço foram atropelados em áreas com maior densidade de áreas edificadas que a média dos animais. Anta e quati foram atropelados em áreas com grande diversidade de paisagens. Já lebres e lobos-guará foram atropelados em áreas com baixa diversidade de paisagens. Lebres, lobos-guará e macacos foram atropelados em trechos com grande volume de tráfego. Já as antas foram atropeladas em trechos com baixo volume de tráfego. Tatus, guaxinins, lobos-guará, lebres, cervos, gambás, ouriços e tamanduás-bandeira foram atropelados predominantemente durante o período noturno. Capivaras, macacos, antas e onças-parda foram atropelados predominantemente no período matutino.

Foram gerados mapas bidimensionais para cada uma das variáveis da AD (Figura 13). A escala de cores mostra em quais neurônios há maior contribuição da variável para a análise.

**Figura 13 - Mapas bidimensionais das variáveis da Análise Definitiva**



Ao observar os mapas dos tipos de animais, percebe-se dois padrões bastante distintos:

(i) Animais em múltiplos BMUs

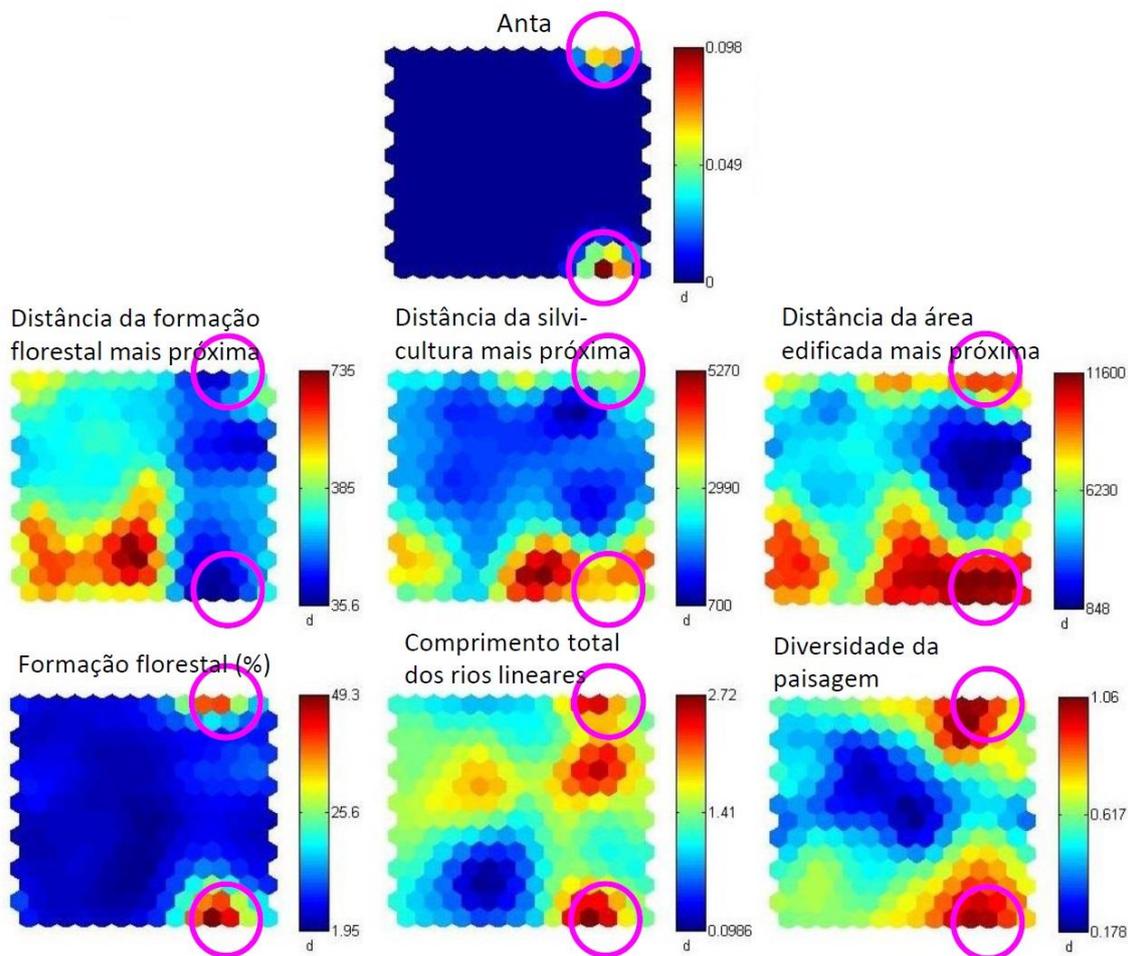
Capivara, tatu, lebre, canídeos, tamanduá-mirim e quati foram agrupados em múltiplos neurônios (ou BMUs), o que faz com que o mapa de cada uma dessas espécies tenha uma mancha avermelhada de grande extensão em área. Essas espécies têm hábitos generalistas. Além disso, essas espécies, exceto quati, são as que possuem maior número de vítimas de atropelamento. Portanto, espécies com hábitos generalistas e alto número de atropelamentos se encaixaram em múltiplos neurônios, ou seja, não correspondem a um único padrão.

(ii) Animais em um ou dois BMUs

Ouriço, gambá, guaxinim, onça-parda, cervo, jaguatirica, lobo, anta, tamanduá-bandeira e macaco foram agrupados em um único BMU. O fato de serem agrupados em um único neurônio faz com que o mapa de cada uma dessas espécies tenha um ponto avermelhado único e de pequena extensão em área. Deduz-se que a especificidade com que tais espécies usam o ambiente e o fato das mesmas terem um número de amostras pequeno tornam possível agrupá-los em um único neurônio.

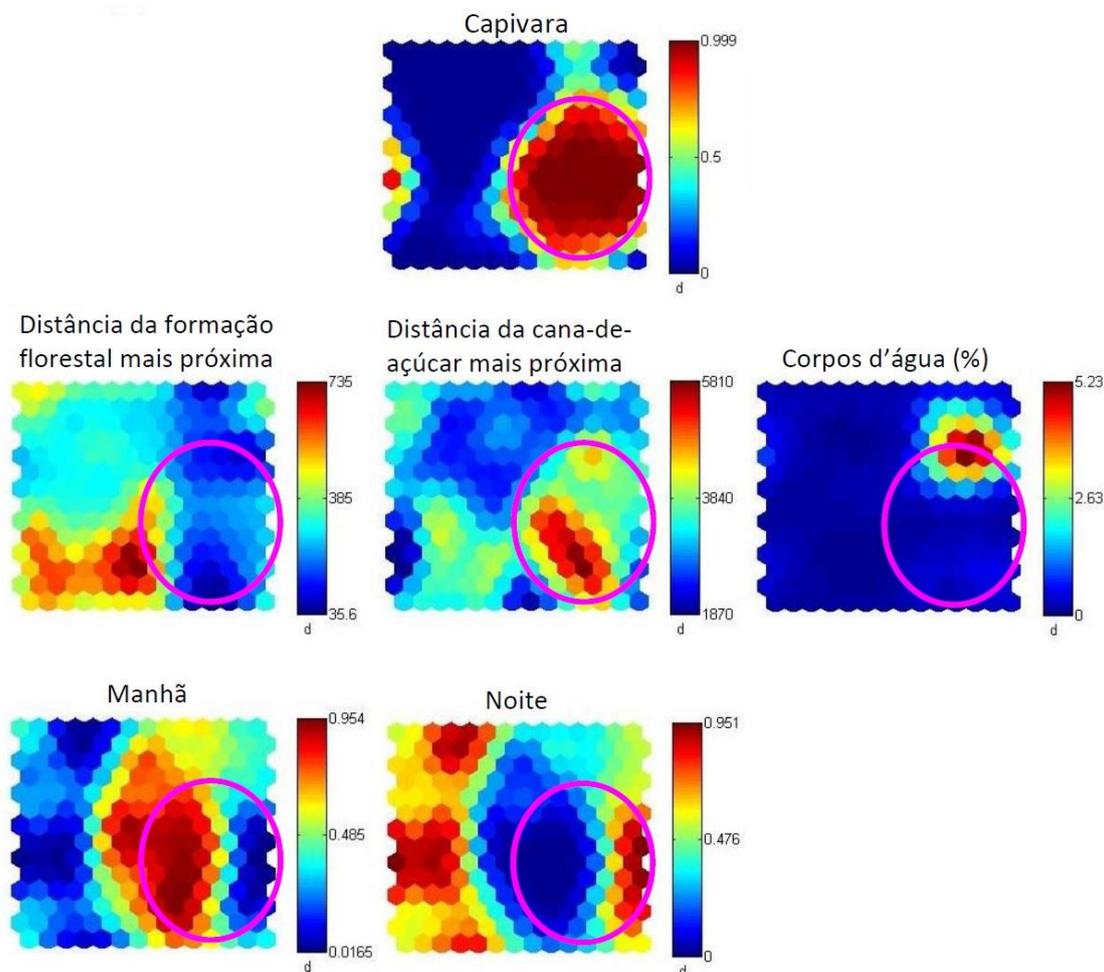
As relações entre variáveis de uso do solo e animais podem ser verificadas visualmente, comparando-se os mapas dos mesmos, e comparando-se valores das médias das variáveis e o  $R^2$  entre variáveis. Por exemplo, ao observar os mapas bidimensionais de anta e área relativa de formação florestal (Figura 14), verifica-se que ambas variáveis possuem maior contribuição nos mesmos neurônios, sendo semelhantes entre si. A média de área relativa de formação florestal no atropelamento de antas foi de 44,1% e a coeficiente de determinação foi de  $R^2=0,624$ , reforçando que antas foram atropeladas em áreas com alta proporção de florestas. Além disso, antas possuem alta relação com proximidade à floresta (média = 18,4 m,  $R^2=0,11$ ), alta soma de rios no raio de 500m (média = 1 km,  $R^2=0,155$ ), distância de silvicultura (média = 2,2 km,  $R^2=0,101$ ), distância de áreas edificadas (média = 9,6 km,  $R^2=0,164$ ) e alto grau de diversidade de paisagens (média = 1,2,  $R^2=0,249$ ).

**Figura 14 – Comparação entre mapas bidimensionais das variáveis que possuem alto coeficiente de determinação com a variável Anta**



Capivaras (Figura 15) possuem relação com proximidade à fragmentos florestais (média = 245 m,  $R^2=0,168$ ) e corpos d'água (média = 204,9 m,  $R^2=0,073$ ), distância de cana (média = 5,6 km,  $R^2=0,385$ ), alta proporção de corpos d'água no raio de 500m (média = 0,9 %,  $R^2=0,087$ ), grande soma de rios no raio de 500m (média = 1,5 km,  $R^2=0,09$ ), períodos manhã ( $R^2=0,112$ ) e noite ( $R^2=0,118$ ).

**Figura 15 - Comparação entre mapas bidimensionais das variáveis que possuem alto coeficiente de determinação com a variável Capivara**



Jaguarica possui relação com alta proporção de silvicultura no raio de 5km no entorno dos atropelamentos (média = 2,3 %,  $R^2=0,204$ ), alta diversidade de paisagens (média = 0,7,  $R^2=0,106$ ), menor volume de tráfego (média = 2.211.378 veículos/ano,  $R^2=0,045$ ) e proximidade ao cultivo de cana (média = 3,0 km,  $R^2=0,066$ ).

Tatus possuem relação com distância de fragmentos florestais (média = 399,6 m,  $R^2=0,059$ ), distância de corpos d'água (média = 554,7 m,  $R^2=0,103$ ), proximidade de cultivo de cana (média = 2,7 km,  $R^2=0,115$ ) e baixa soma de rios no raio de 500m (média = 1,0 km,  $R^2=0,119$ ).

Macacos possuem relação com maior volume de tráfego (média = 2.659.721 veículos/ano,  $R^2=0,140$ ), alta proporção de cana no raio de 500m (média = 9,4 %,  $R^2=0,092$ ) e baixa diversidade de paisagens (média = 1,9,  $R^2=0,117$ ).

Guaxinins possuem relação com distância de fragmentos florestais (média = 387,8 m,  $R^2=0,082$ ), distância de silvicultura (média = 3,8 km,  $R^2=0,099$ ), distância de área edificada (média = 8,5 km,  $R^2=0,09$ ) e alta proporção de cana no raio de 500m (média = 30,8 %,  $R^2=0,121$ ).

Além da visualização dos mapas bidimensionais das variáveis, pode-se aplicar uma segunda clusterização para refinar o processo de clusterização inicial. A segunda clusterização é opcional, e tem o intuito de apresentar os resultados de forma mais clara.

Utilizou-se o índice de Davies-Bouldin (IDB) para encontrar o número ideal de *clusters* para o conjunto de dados. Para chegar no número ideal de clusters, que fosse estatisticamente consistente, aplicou-se 70 vezes o IDB, e selecionou-se a moda, que resultou ser 15 *clusters* (Figura 16).

**Figura 16 - Clusterização de unidades do SOM**



Os animais com maior número de atropelamentos dentre o total de animais - capivaras (41%) e tatus (18%) - estão presentes em múltiplos clusters e com alta contribuição em vários deles (Tabela 15). Não foi possível encontrar um padrão espacial único para essas espécies. Lebres, canídeos e tamanduás-mirim, que também possuem grande número de registros de atropelamento, foram agrupados em mais de um cluster. Porém, estão presentes predominantemente em um cluster, indicando um padrão menos variado, mais definido. Já as demais espécies, com número igual ou inferior à 35

atropelamentos, foram agrupados em um único cluster, indicando um padrão espacial mais definido.

**Tabela 15 - Médias das variáveis de uso do solo e caracterização da rodovia da AD SOM por cluster**

Cluster	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Média
Animais	guaxinim (100%), capivara (0,5%)	lebre (87,6%), lobo-guará (100%)	capivara (28,6%), macaco (100%)	capivara (9,0%), lebre (1%), tatu (14,7%)	jagatirica (100%), onça-parda(100%)	quati (100%)	tamandua-mirim (94,6%)	canideo (88,2%)	canideo (4,6%), capivara (2,5%), lebre (1,0%), tamandua-mirim (2,7%) tatu (3,4%)	cervo(100%), gambá (100%), ouriço (96,9%), tamandua-bandeira (100%)	canideo (2,6%), capivara (9,6%), lebre (2,4%), ouriço (3,1%), tamandua-mirim (1,4%), tatu (0,8%)	anta (100%), canideo (2,0%), capivara (9,5%), lebre (2,9%), tatu (1,9%)	capivara (38,4%)	tatu (67,2%)	canideo (2,6%), capivara (2,0%), lebre (5,2%), tamandua-mirim (1,4%), tatu (12,1%)	
Distância da form. florestal mais próxima (m)	662,66	330,29	299,92	514,97	226,93	293,56	386,58	442,62	180,74	287,88	68,37	27,68	220,33	316,17	655,09	<b>315,33</b>
Formação florestal no raio de 500m (%)	5,52	4,25	4,87	4,85	15,95	10,37	11,53	3,99	4,93	7,11	12,47	43,27	5,80	5,11	3,46	<b>7,87</b>
Distância do corpo d'água mais próximo (m)	274,18	222,90	151,95	366,38	372,54	167,31	256,92	300,47	173,61	300,78	63,36	85,23	201,23	248,05	2.412,39	<b>311,59</b>
Corpos d'água no raio de 500m (%)	0,56	0,16	0,47	0,25	0,30	1,20	0,31	0,13	2,73	0,29	5,15	0,28	0,24	0,16	0,00	<b>0,56</b>
Distância de silvicultura mais próxima (m)	3.433,51	1.714,26	1.708,94	5.104,96	1.803,14	2.734,03	2.313,47	2.339,79	242,67	1.981,25	1.899,59	3.822,92	2.310,60	1.701,91	1.755,45	<b>2259,86</b>
Silvicultura no raio de 5 km (%)	0,38	0,90	1,11	0,18	1,68	2,04	1,11	0,67	12,12	0,61	0,18	0,67	0,58	0,72	4,90	<b>1,19</b>
Distância da área edificada mais próxima (m)	9.705,84	4.950,81	4.570,79	11.200,54	5.944,84	7.594,15	7.799,63	6.573,26	2.298,66	4.601,02	737,61	12.064,56	5.095,30	5.272,18	4.786,51	<b>5874,17</b>
Área edificada no raio de 5 km (%)	5,01	4,07	4,25	0,07	1,82	2,28	1,35	2,19	0,12	4,46	19,00	0,13	2,95	4,08	0,90	<b>3,62</b>
Distância da cana-de-açúcar mais próxima (m)	707,21	3.243,00	4.132,02	2.916,76	2.443,59	2.804,37	3.258,62	3.147,02	2.178,39	2.955,38	4.218,41	5.125,55	3.597,41	2.883,67	4.136,92	<b>3407,73</b>
Cana-de-açúcar no raio de 500m (%)	29,62	7,36	0,74	38,06	19,25	17,84	17,37	20,64	23,21	17,02	2,67	17,73	24,86	10,11	14,11	<b>15,57</b>
Volume de tráfego (veículos/ano)	2.211.438	2.799.504	2.838.482	1.498.029	2.023.924	2.044.316	1.990.620	2.106.809	1.324.742	2.587.843	3.622.586	1.376.706	2.030.942	2.477.521	1.600.336	<b>2.293.886</b>
Diversidade de classes de uso do solo no raio de 1 km	0,55	0,40	0,32	0,70	0,73	0,74	0,60	0,52	1,14	0,50	0,65	1,02	0,59	0,47	0,50	<b>0,55</b>
Comprimento total dos rios no raio de 500m (km)	1,34	1,44	1,45	0,89	1,14	1,70	1,28	1,06	1,44	1,40	2,41	2,46	1,24	1,20	0,00	<b>1,34</b>
Período: manhã	8	67	161	78	9	13	28	53	19	22	30	44	35	52	25	<b>644</b>
Período: noite	15	108	0	10	10	14	39	59	12	47	32	21	167	104	29	<b>667</b>

Do total de animais estudados, uma pequena proporção (2,38%, cluster 9) – que consiste em capivaras, canídeos, lebres, tamanduás-mirim e tatus - foi atropelada muito próxima de silvicultura, a uma distância média de 242 metros. Essas áreas possuem paisagens diversas, incluindo alta proporção de corpos d'água (rios e lagoas), cana-de-açúcar, e são próximas à fragmentos florestais.

Outra pequena proporção dos animais estudados (4,83%, cluster 11) - particularmente capivaras, canídeos, lebres, ouriços e tamanduás-mirim - foi atropelada em áreas muito próximas e com alta densidade de corpos d'água, próximas e com alta densidade de área edificada, e com grande volume de tráfego. Nestas áreas, a paisagem é composta por fragmentos florestais, rios, represas, lagoas e área urbana.

#### **4.5 Integração dos resultados**

Os resultados das análises de *Hotspots* e Kernel foram sintetizados na Tabela 16. Quando comparados os mapas de Kernel aos resultados da análise de *hotspots*, percebe-se que os resultados são semelhantes, pois os trechos identificados pelo Kernel com maior intensidade de atropelamentos englobam os picos de intensidade identificados pela análise de *Hotspots*, para cada espécie e para o total de animais.

Tabela 16 – Síntese das análises de *Hotspots* e Kernel

Animal	Estimador de Densidade de Kernel			Análise de Hotspots	
	Escala do raio (km)	Nº de trechos	Trecho(s) de maior intensidade	Padrão	Picos de intensidade
Capivara	10	3	km 447 ao 456,7 km 572,2 ao 580,7 km 628,6 ao 632,3	multifocal	454 576 626 632
Tatu	5	6	km 477 ao 452 km 506,2 ao 520,3 km 525,6 ao 531,6 km 535,7 ao 540,8 km 584 ao 589,9 km 595,7 ao 604	multifocal	510 530 539 573 611
Lebre	5	1	km 595,7 ao 603,7	unifocal	587 595 599 601
Canídeo	5	4	km 455,9 ao 460,9 km 515,7 ao 519,8 km 533,9 ao 540,4 km 625,8 ao 630,3	multifocal	517 595
Tamanduá-mirim	5	1	km 499,9 ao 507,3	unifocal	498 503 506
Total	5	3	km 449,7-454,6 km 498,8-503,6 km 573,9-579,8	multifocal	454 501 576 632

Os resultados das análises Função K, Estimador de Densidade de Kernel, Análise de *Hotspots* e SOM compõem um conjunto de informações que identificam o padrão espacial dos atropelamentos de fauna estudados. Os pontos de atropelamento podem ser visualizados em um mapa coroplético, em que a classificação se dá pelos números dos clusters gerados pelo SOM. Foram elaborados mapas cartográficos com a sobreposição dos resultados do Kernel e do SOM, além dos layers de uso do solo. Selecionou-se os trechos com maior intensidade de atropelamentos identificados nas análises de Kernel e *Hotspots*.

A seguir, são apresentados os mapas dos quatro trechos onde há maior concentração de atropelamento de mamíferos silvestres (Figuras 17, 18, 19 e 20). Em seguida, são apresentados mapas dos trechos de maior concentração de capivaras (Figura

21), tatus (Figura 22), lebres (Figura 23), canídeos (Figura 24) e tamanduás-mirim (Figura 25).

O trecho do km 449,7 ao km 454,6 (Figura 17) é um dos trechos com maior concentração de atropelamentos de mamíferos silvestres. Neste trecho há dois corpos d'água com matas ciliares cruzando a rodovia. Há também grandes extensões de cultivo de cana-de-açúcar em ambos os lados da rodovia, e áreas ocupadas por silvicultura. Este trecho está próximo (a 5km) de duas Unidades de Conservação (Estação Ecológica de Assis e Floresta Estadual de Assis). Os clusters presentes neste trecho são principalmente os clusters 2, 3, 8, 10, 13 e 14, e os animais atropelados neste trecho foram: capivara, canídeo, gambá, jaguatirica, lebre, ouriço, quati, tamanduá-mirim e tatu.

O trecho do km 498,8 ao km 503,6 (Figura 18) é um dos trechos com maior concentração de atropelamentos de mamíferos silvestres. Neste trecho a rodovia cruza três corpos d'água com matas ciliares, está próxima de fragmentos florestais, está próxima de grandes extensões ocupadas por cana-de-açúcar, e alguns terrenos ocupados por silvicultura. Neste trecho, há alta contribuição dos clusters 2, 4, 7, 8, 12 e 14, e de diversos tipos de animais: capivara, canídeo, cervo, gambá, guaxinim, jaguatirica, lebre, onça-parda, quati, tamanduá-mirim, tamanduá-bandeira e tatu.

O trecho do km 573,9 ao km 579,8 (Figura 19) é um dos trechos com maior concentração de atropelamentos de mamíferos silvestres. Neste trecho, há um conjunto de represas muito próximas da rodovia, ligadas a um corpo d'água que cruza para o outro lado da rodovia e encontra a área edificada do município de Álvares Machado, a menos de 1 km da rodovia. Além disso, há diversos fragmentos florestais isolados em ambos os lados da pista. Os clusters presentes neste trecho são, principalmente o cluster 11, e também os clusters 2, 3, 6, 7, 8, 10, e 13. Os seguintes tipos de animais foram atropelados nesse trecho: capivara, cervo, gambá, guaxinim, lebre, ouriço, quati, canídeo, tamanduá-mirim e tatu.

O trecho do km 626 ao km 632 (Figura 20) é um dos trechos com maior concentração de atropelamentos de mamíferos silvestres. Neste trecho a rodovia cruza o mesmo corpo d'água com matas ciliares em diversos pontos consecutivos, e também está próxima do cultivo de cana-de-açúcar e de silvicultura. Os clusters presentes neste trecho são, principalmente o cluster 11, e também os clusters 2, 3, 8, 13 e 14. Os seguintes tipos

de animais foram atropelados neste trecho: capivara, gambá, jaguatirica, lebre, lobo-guará, macaco, canídeo, tamanduá-mirim e tatu.

O trecho do km 572,2 ao km 580,7 é um dos que concentra atropelamento de capivaras (Figura 21). Este trecho se sobrepõe ao trecho da Figura 19, e nota-se que é ocupado por diversas represas, incluindo o Balneário da Amizade, na área urbana de Presidente Prudente e por um rio importante da região (Córrego do Veado ou do Limoeiro), na altura do km 572, e a área edificada de Álvares Machado está próxima da rodovia.

O trecho que mais concentra atropelamento de tatus é representado pela Figura 22 e vai do km 506,2 ao km 520,3. Este trecho da rodovia se destaca dos demais por ser muito próximo de áreas ocupadas por silvicultura e cana-de-açúcar, além de ter um corpo d'água e dois de seus afluentes cruzando a rodovia na altura dos kms 516-517 e um fragmento florestal próximo da rodovia (na altura do km 519). É importante observar também que tais corpos d'água possuem pequenas represas muito próximas da rodovia.

O trecho que mais concentra atropelamento de lebres é representado pela Figura 23 e vai do km 595,7 ao km 603,7. Este trecho da rodovia cruza diversos corpos d'água pontuados por fragmentos florestais e é próximo de uma área edificada (na altura do km 598).

O trecho que mais concentra atropelamento de canídeos é representado pela Figura 24 e vai do 515,7 ao km 519,8. Este é um segmento do trecho com maior concentração de atropelamento de tatus. Destaca-se por apresentar uma diversidade de paisagens, com grandes extensões de cana-de-açúcar, silvicultura, além de fragmentos florestais e corpos d'água (rios e represas).

O trecho que mais concentra atropelamento de tamaduas-mirim é representado pela Figura 25 e vai do km 626 ao km 632, e é o mesmo trecho da Figura 20, ou seja, um dos trechos com maior concentração de atropelamentos de mamíferos silvestres.

Figura 17 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 449,7 ao km 454,6 – Todos os animais

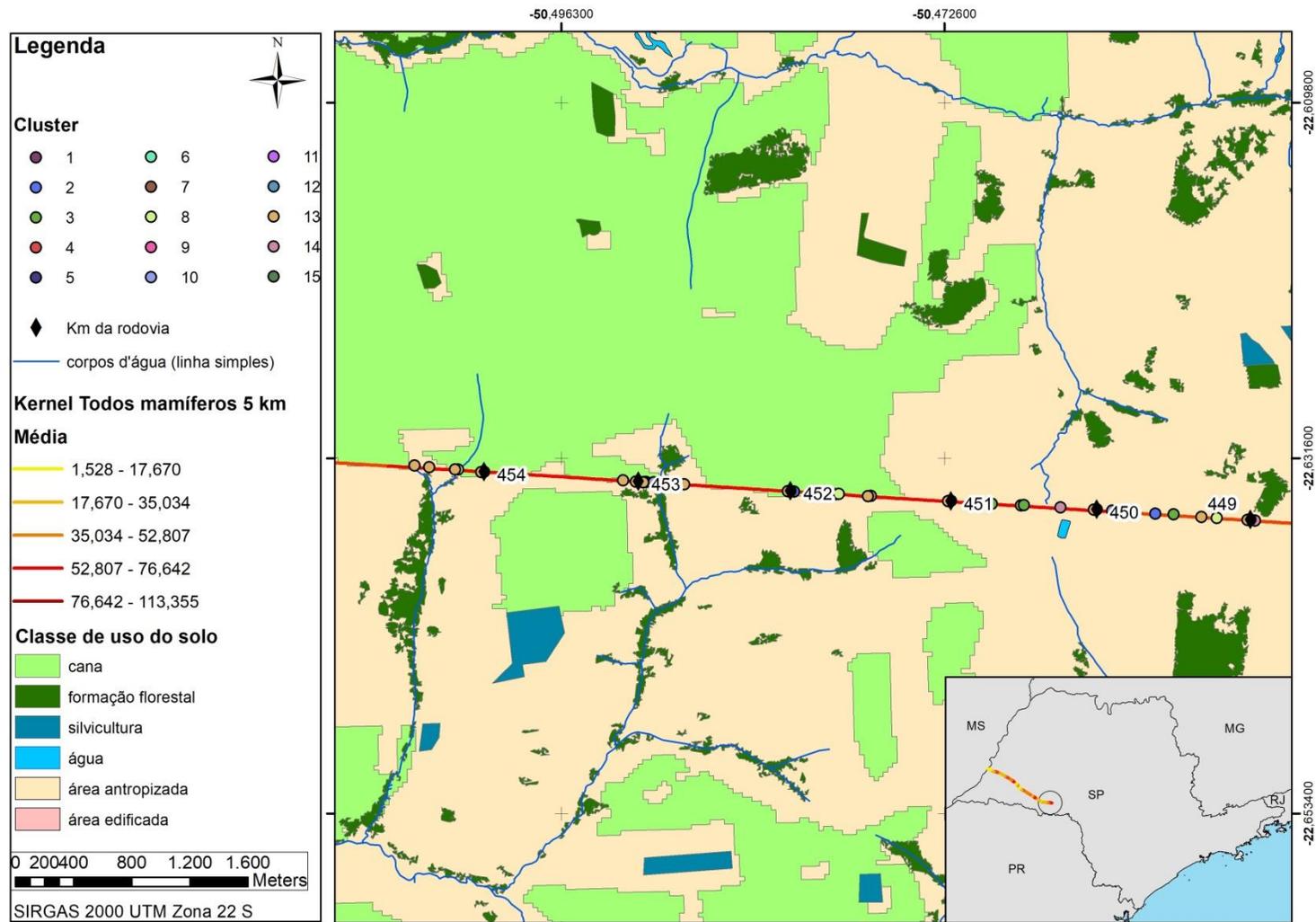


Figura 18 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 498,8 ao km 503,6 – Todos os animais

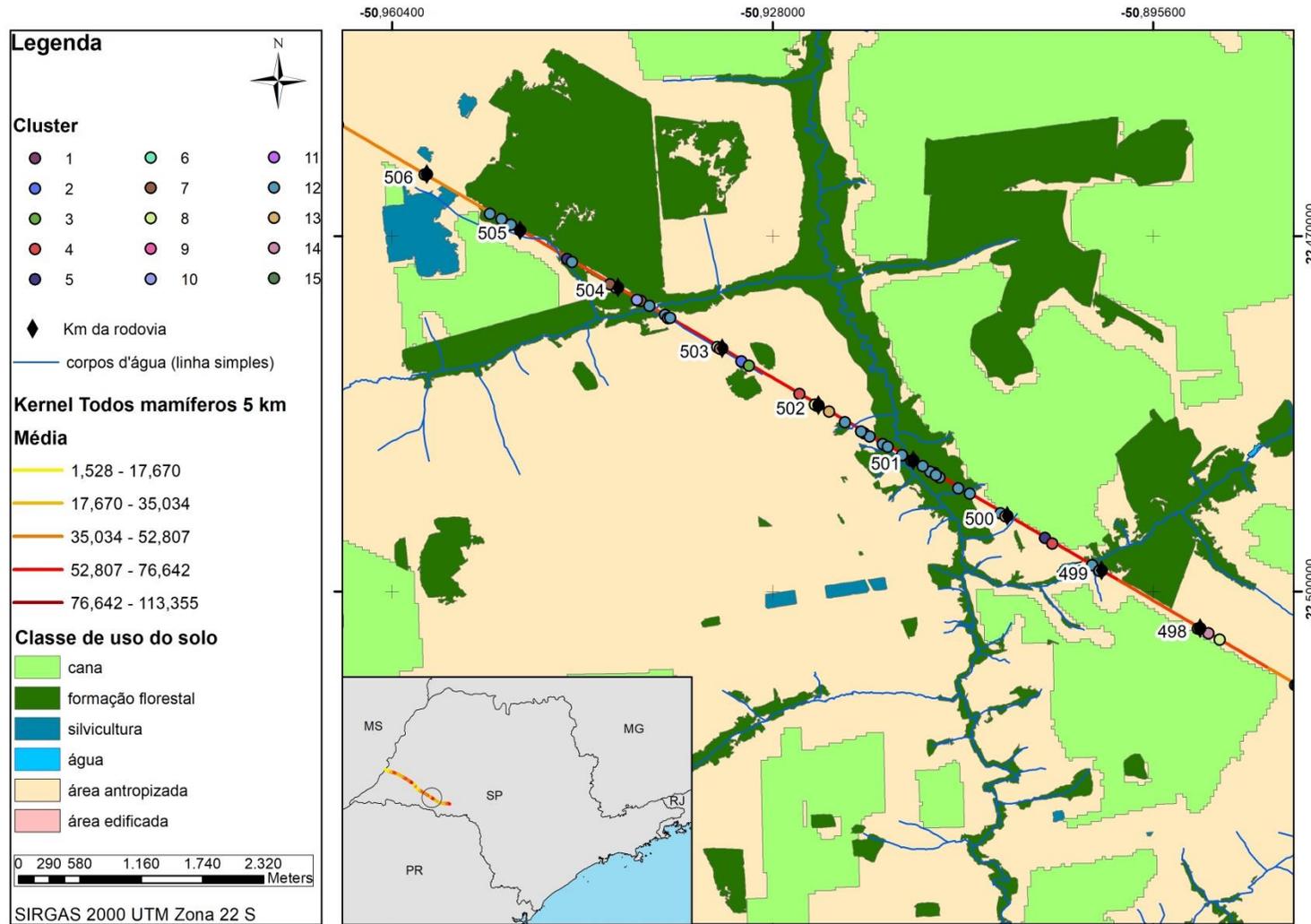


Figura 19 - Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 573,9 ao km 579,8 – Todos os animais

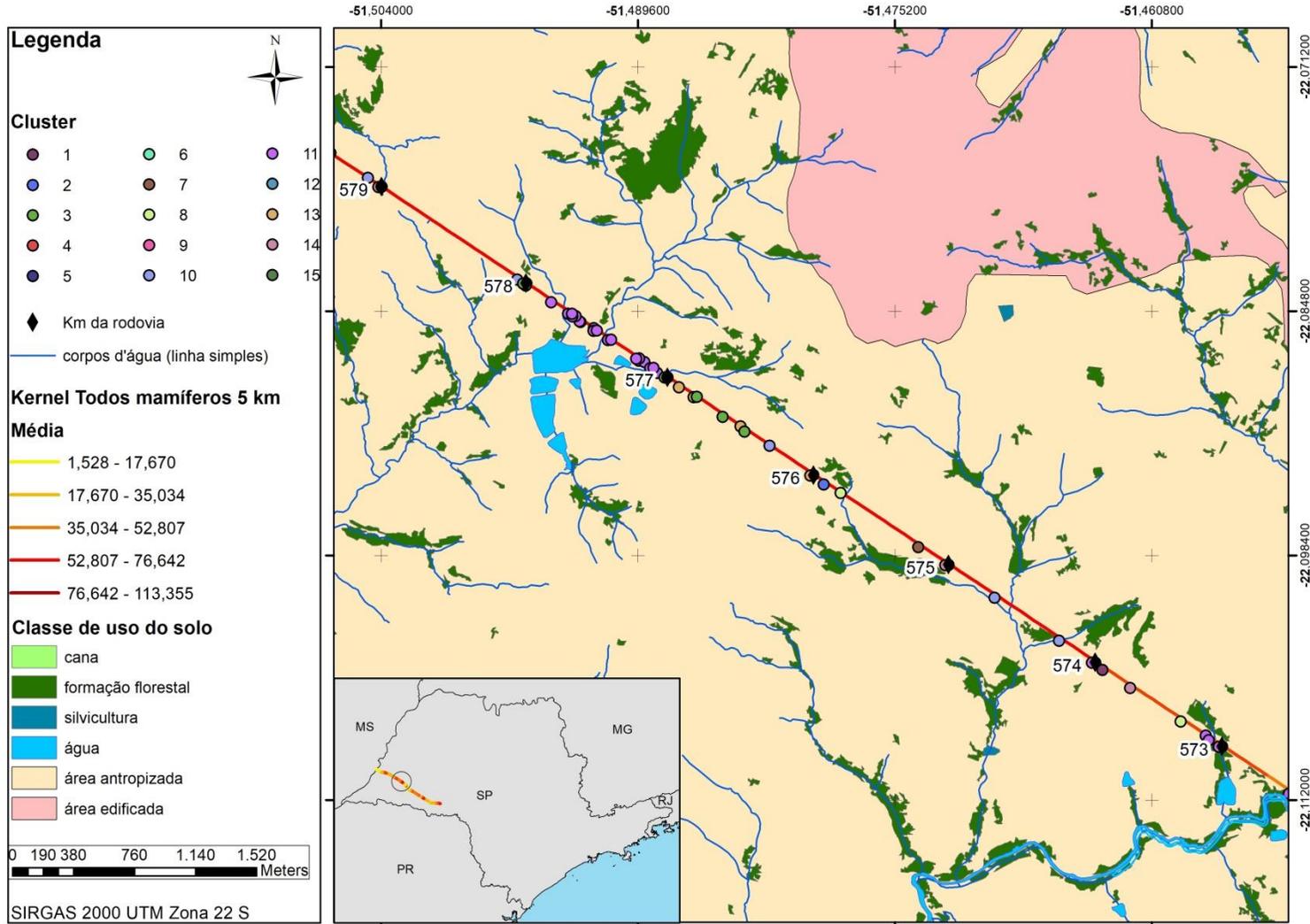


Figura 20 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 626 ao km 632 – Todos os animais

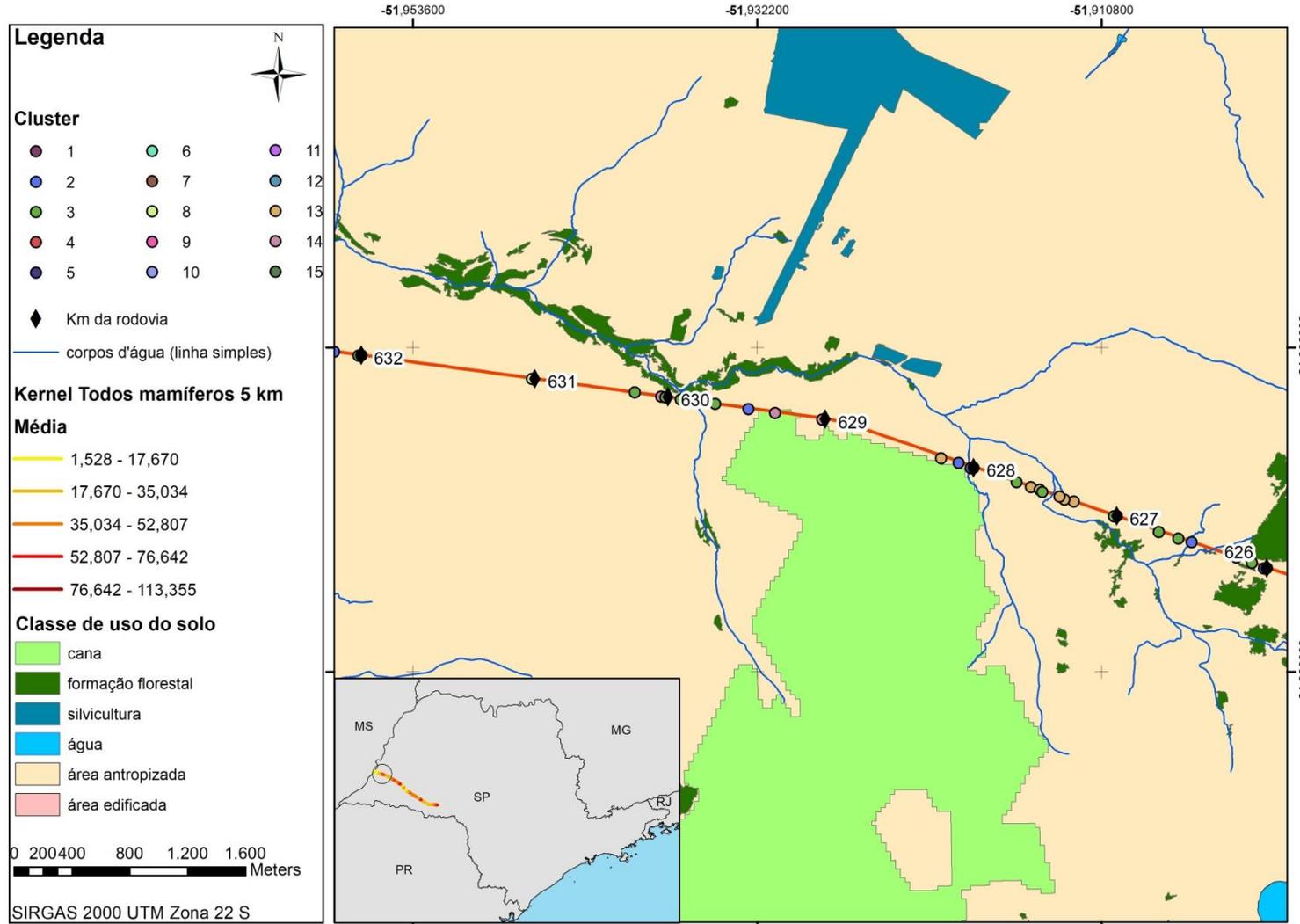


Figura 21 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 572,2 ao km 580,7 – Capivaras

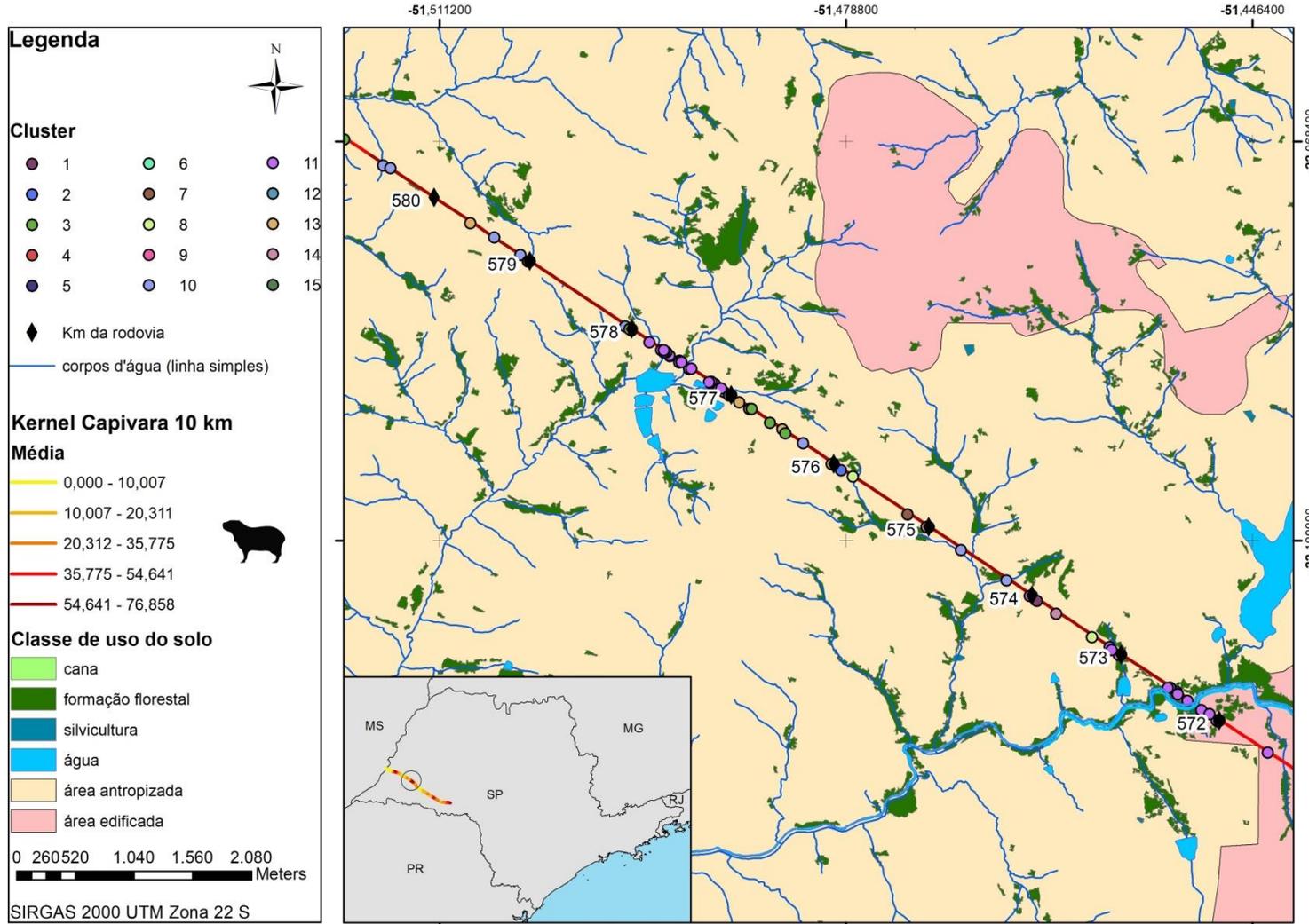


Figura 22 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 506,2 ao km 520,3 – Tatus

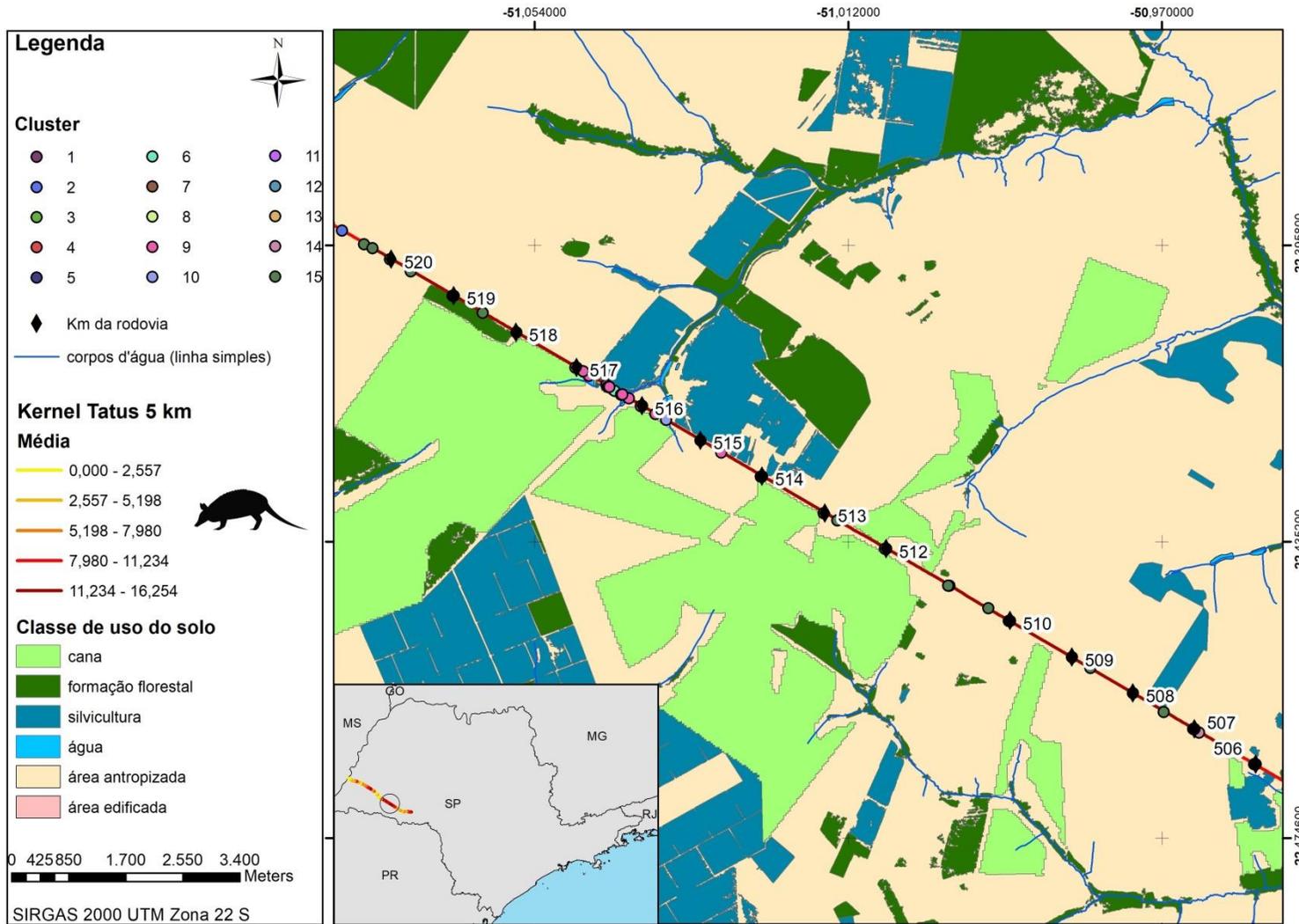


Figura 23 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 595,7 ao km 603,7 – Lebres

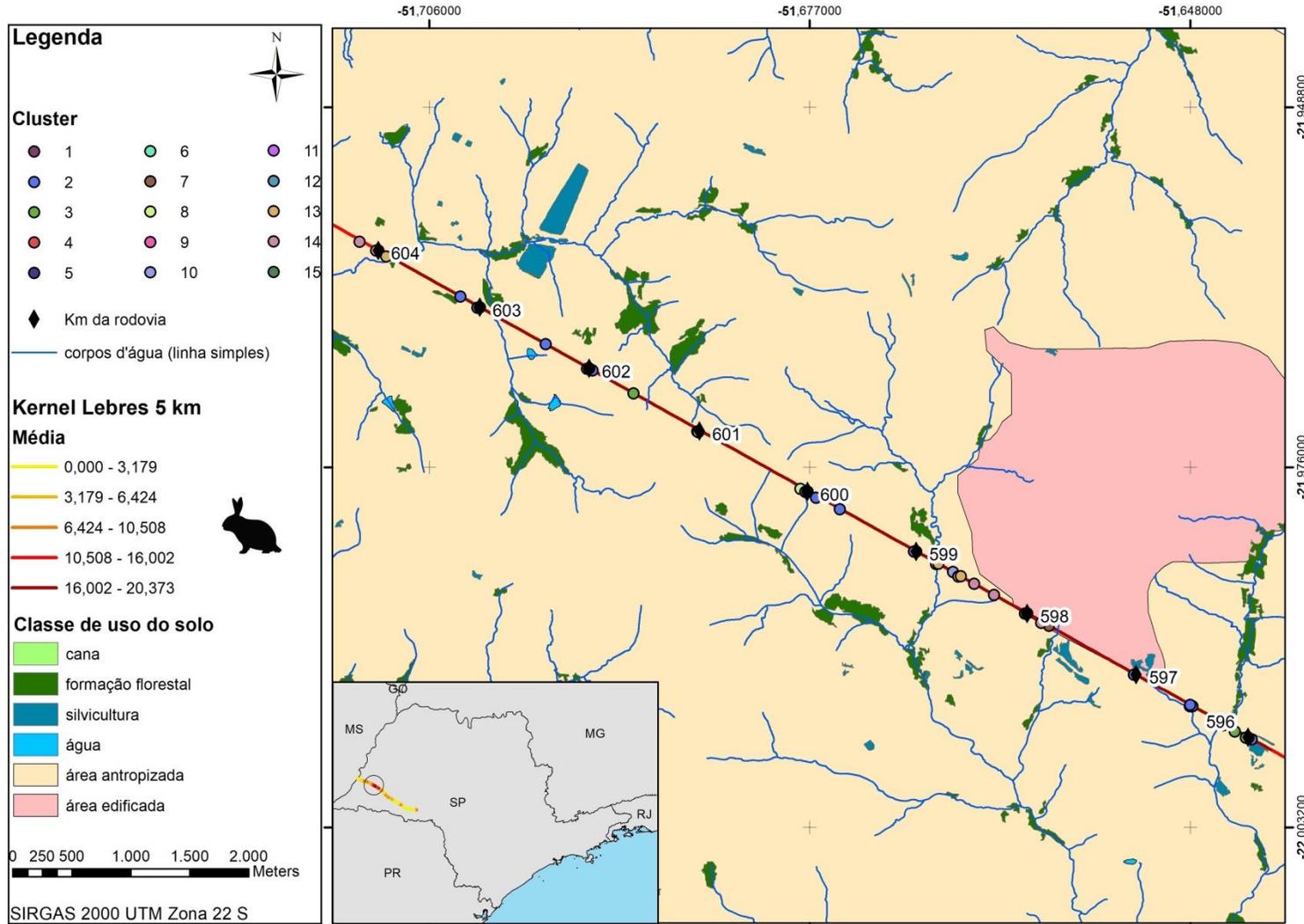


Figura 24 – Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 515,7 ao km 519,8 – Canídeos

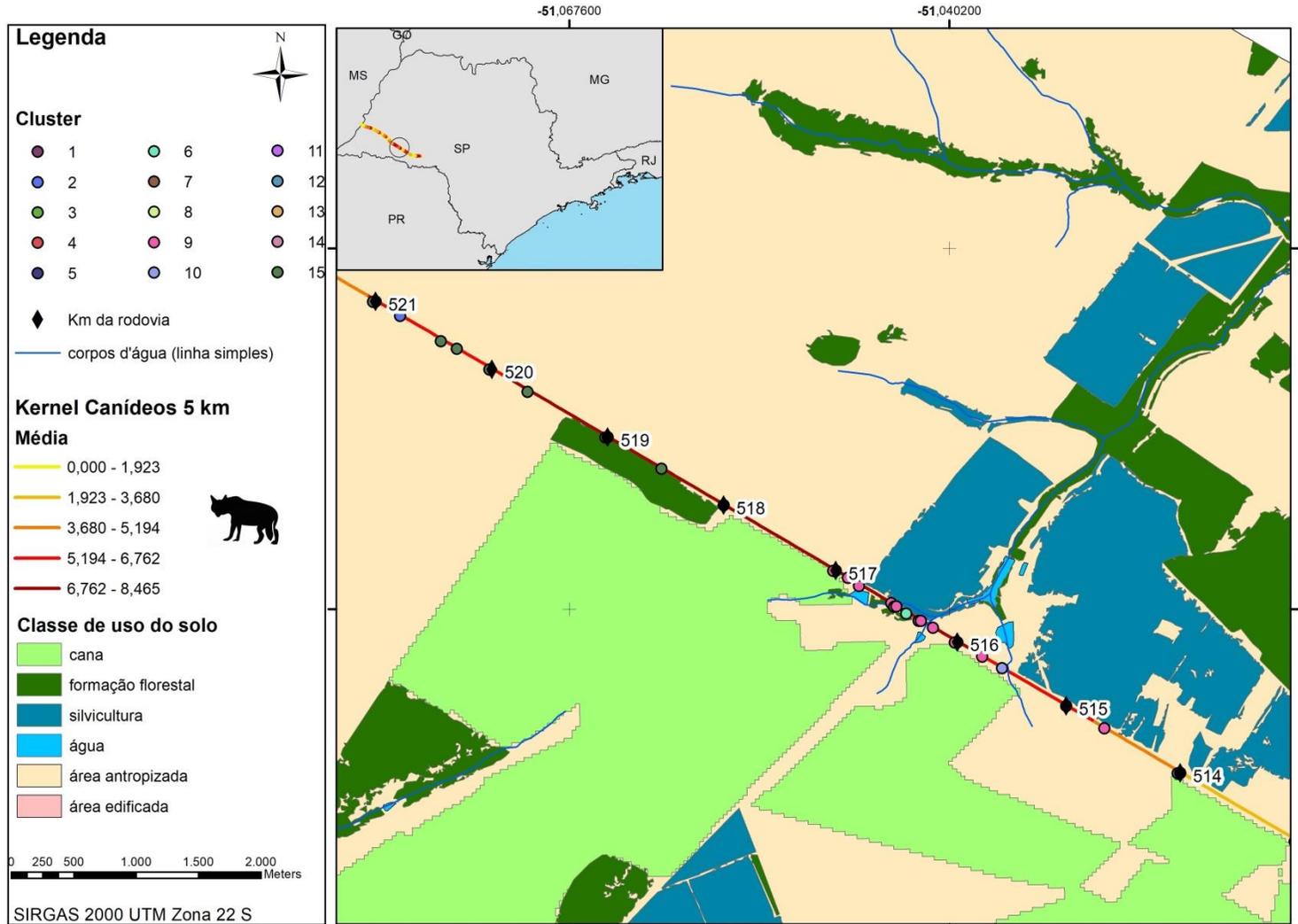
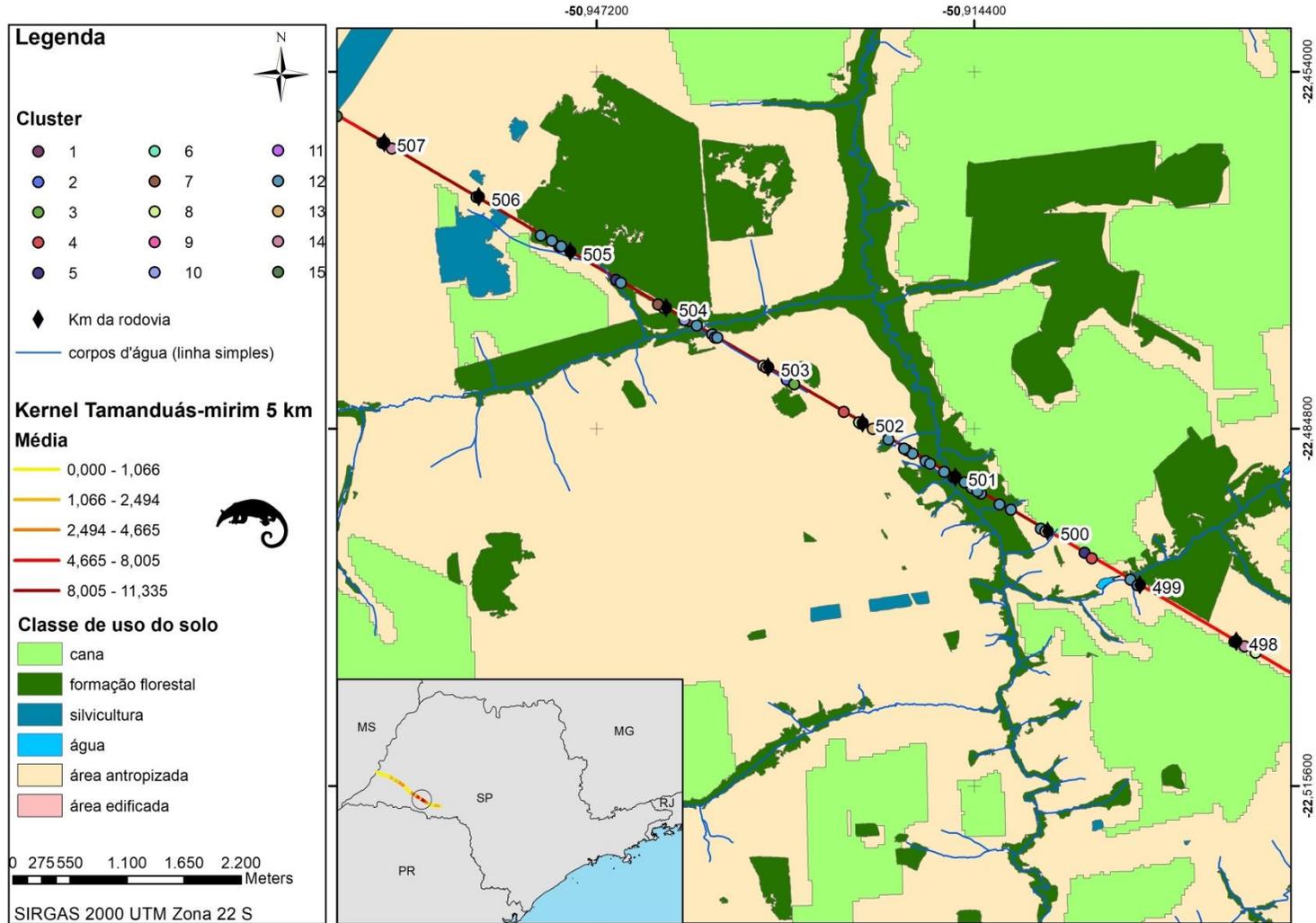


Figura 25 - Mapa da sobreposição das análises Kernel e SOM – Trecho do km 499,9 ao km 507,3 – Tamanduás-mirim



## 5. DISCUSSÃO

A aplicação das análises espaciais por meio da Função K de Ripley, Hotspots e Kernel foi importante para entender que os padrões dos pontos de atropelamento não são aleatórios e variam entre as espécies. Os dados estão agregados em clusters, sendo que existem grandes diferenças quando comparadas as espécies, seja pelo número de clusters, pelo raio máximo de concentração ou pela localização das mesmas.

Diversos estudos aplicaram o Estimador de Densidade de Kernel ou a Análise de Hotspots para encontrar os trechos com maior intensidade de atropelamento de fauna. No presente trabalho, porém, ambas as análises foram aplicadas e comparadas, e os resultados encontrados para cada uma das duas análises foram semelhantes, sendo que os trechos identificados pelo Kernel com maior intensidade de atropelamentos englobam os picos de intensidade identificados pela análise de *Hotspots*, para cada espécie e para o total de animais.

Assim como em outros estudos (CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; BUENO; FAUSTINO; FREITAS, 2013; HUIJSER; ABRA; DUFFIELD, 2013; BARTHELMESS, 2014; FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015), os resultados dessa pesquisa mostram que há relação entre atropelamento de animais silvestres e proximidade de corpos d'água, fragmentos florestais. Diferentemente de estudos que empregam modelos estatísticos aliados às ferramentas de análise espacial para identificar se existe relação entre o atropelamento de animais silvestres e características da paisagem e da via (BARTHELMESS, 2014; CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; FREITAS; OLIVEIRA; CIOCHETI, 2015), o presente trabalho permitiu extrair informações sobre a média de distância mais próxima entre o atropelamento e cada variável analisada. A disponibilização dos valores de distância média são informações de grande valia nessa área de estudo, pois permitem estimar o melhor local para a instalação de passagens de fauna, e o comprimento das cercas de direcionamento adjacentes. O presente estudo também permitiu que as características da paisagem e da via fossem analisadas em conjunto, e não de forma isolada. Dessa forma, possibilitou encontrar relação entre atropelamento de animais silvestres e ambientes complexos, ou seja, ambientes com uma alta diversidade de paisagens, incluindo corpos d'água, florestas, silvicultura, cana-de-açúcar e áreas edificadas.

Passagens de fauna subterrâneas para animais devem ser instaladas com cercas de direcionamento para que os mesmos consigam cruzar a pista de forma segura, evitando colisões com veículos em alta velocidade (RYTWINSKI et al., 2016). Há diversos estudos sobre passagens de fauna e cercas de direcionamento (HUIJSER et al., 2013; REE; GAGNON; SMITH, 2015; SMITH; REE; ROSELL, 2015). Ree, Gagnon e Smith (2015) apresentam um guia sobre cercas de direcionamento, os diferentes tipos de passagens de fauna, e recomendam que as passagens e cercas sejam projetadas de acordo com o tamanho, os hábitos e as habilidades das espécies-alvo. Também devem ser providenciadas oportunidades de escape para animais que conseguem atravessar a cerca e acabam no corredor rodoviário (HUIJSER et al., 2013). Considerando que corpos d'água e florestas são os tipos de uso do solo mais relacionados aos atropelamentos de animais silvestres, devem ser instaladas passagens de fauna para animais de médio a grande porte em pontos da rodovia próximos à formações florestais e à corpos d'água. As passagens em áreas com presença de fragmentos florestais devem ser projetadas visando a utilização por anta, capivara, cervo e jaguatirica, pois foram esses os tipos de animais mais relacionados a este elemento da paisagem. As passagens em áreas com corpos d'água devem ser projetadas visando a utilização por anta, capivara lobo-guará, macaco e quati, pois foram esses os tipos de animais mais relacionados a este elemento da paisagem.

Sugere-se que sejam instaladas cercas de direcionamento adjacentes às passagens de fauna. Considerando que os animais foram atropelados em média a uma distância aproximada de 300 metros de corpos d'água e de formações florestais, as cercas devem ter um comprimento mínimo de 300 metros para cada lado do rio ou floresta.

Sugere-se a instalação de passagens de fauna para primatas (TEIXEIRA et al., 2013b) em áreas de floresta e próximas a corpos d'água, visto que o atropelamento de primatas está altamente relacionado a esses tipos de usos do solo.

Alguns trechos da rodovia com grande diversidade de paisagens no entorno, incluindo rios, represas, lagoas, fragmentos florestais, área edificada, silvicultura e cana-de-açúcar apresentaram forte intensidade de atropelamento de mamíferos silvestres. Apesar de áreas edificadas, cana-de-açúcar e silvicultura não serem *habitat* natural de animais silvestres, quando associados à proximidade de fragmentos florestais e corpos d'água, formam-se paisagens complexas que atraem animais silvestres generalistas

(Figuras 17 a 25). Sugere-se a instalação de passagens de fauna para animais generalistas neste tipo de ambiente.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A aplicação de ferramentas de análise espacial e *machine learning* se mostrou eficiente para estabelecer relações entre padrões espaciais nos atropelamentos de fauna por espécie (nome popular) e variáveis que representam características de uso e cobertura do solo e caracterização da rodovia. Os resultados obtidos se aproximaram dos resultados esperados, ou seja, os animais foram atropelados próximo de fragmentos florestais e de corpos d'água, já as variáveis cultivo de cana, silvicultura e área edificada se apresentaram a uma maior distância dos atropelamentos de animais em relação a formação florestal e corpos d'água. A pesquisa mostrou que apesar de áreas edificadas, cana-de-açúcar e silvicultura não serem *habitat* preferencial de animais silvestres, quando associados à proximidade de fragmentos florestais e corpos d'água, podem ser utilizados pela fauna como áreas de transição entre fragmentos de vegetação nativa. Esse resultado vem a reafirmar resultados de pesquisas anteriores, como a do Plano de Manejo do PE Rio do Peixe (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010).

Os resultados deste trabalho, discutidos no capítulo anterior, apresentam informações detalhadas sobre os padrões espaciais dos atropelamentos de cada espécie estudada e podem ser utilizados para planejar soluções voltadas à diminuição dos atropelamentos dessas espécies de fauna silvestre no trecho da rodovia estudada, e também em outras rodovias com características ambientais similares.

Os registros de atropelamento de fauna georreferenciados foram essenciais para a execução deste trabalho. Porém, muitos monitoramentos de atropelamento de fauna ainda são reportados de forma imprecisa, sem as coordenadas geográficas dos registros, por exemplo, fornecendo apenas a quilometragem da rodovia. Portanto, recomenda-se que todos os monitoramentos de atropelamento de fauna contenham obrigatoriamente as coordenadas geográficas dos registros, a projeção cartográfica e datum de referência. Outra alternativa para a coleta de dados de atropelamento de fauna é por meio de *Volunteered Geographic Information* (VGI) – dados coletados voluntariamente por usuários de aplicativos para celular. No Brasil e no exterior já foram desenvolvidos aplicativos para telefones móveis para que usuários de estradas possam reportar acidentes com animais na pista. O desenvolvimento de aplicativos visa melhorar a segurança viária. Os dados coletados por meio de aplicativos compõem um banco de dados integrado que pode ser usado em trabalhos futuros sobre o tema de Ecologia de Estradas (WAETJEN;

SHILLING, 2017). Para isso, deve haver um esforço para tornar os dados públicos, para que os mesmos sejam facilmente disponibilizados aos pesquisadores.

Não foram encontradas relações entre os atropelamentos de mamíferos silvestres e dados de elevação e velocidade máxima permitida. O dado de velocidade máxima permitida é o mesmo da sinalização da rodovia e não varia muito. O dado de elevação também não varia muito pois o relevo da área de estudo é predominantemente plano, composto por colinas amplas e baixas. Porém, estes eram os dados disponíveis no momento em que a pesquisa estava sendo conduzida. Dados referentes ao perfil longitudinal da pista e velocidade real do veículo são poderiam ser incluídos em trabalhos futuros, porém, tais dados ainda são difíceis de serem obtidos. Além disso, o fato de que a rodovia estava passando por obras de duplicação no período estudado limitou a seleção de variáveis relativas à características da via, tais como faixas da rodovia, largura da rodovia, tipo de barreira e passagens de fauna preexistentes. Porém, para trabalhos futuros sugere-se que tais variáveis sejam levadas em consideração.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRA, F. D., HUIJSER, M. P., PEREIRA, C. S., FERRAZA, K. M. P. M. B. How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. **Biological Conservation**, v. 225, p. 42-52, 2018.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Ecologia de estradas no Brasil – contexto histórico e perspectivas futuras. In: BAGER, A (Ed). **Ecologia de Estradas - Tendências e pesquisas**. Lavras: UFLA, p. 13 – 33, 2012.
- BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. **Interactive Spatial Data Analysis**. Essex, UK: Longman, 413 p., 1995.
- BARTHELMESS, E. L. Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 10, p. 2491–2514, 2014.
- BEISIEGEL, B. M.; LEMOS, F. G.; AZEVEDO, F. C.; QUEIROLO, D.; JORGE, R. P. S.; Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 138–145, 2013.
- BLAZQUEZ, C. A.; CELIS, M. S. A spatial and temporal analysis of child pedestrian crashes in Santiago, Chile. **Accident Analysis and Prevention**, v. 50, p. 304–311, 2013.
- BOROJEVIĆ, K. K.; UDOVIČ, M. G.; ŽUTINIĆ, P.; VÁRBÍRÓ, G.; PLENKOVIĆ-MORAJ, A. Do benthic diatom assemblages reflect abiotic typology: A case study of Croatian streams and rivers. **Acta Botanica Croatica**, v. 76, n. 1, p. 80–90, 2017.
- BUENO, C.; FAUSTINO, M. T.; FREITAS, S. R. Influence of landscape characteristics on capybara road-kill on highway BR-040, Southeastern Brazil. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, p. 320–327, 2013.

CÂMARA, G. CARVALHO, M. S. Análise Espacial de Eventos. In: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. V. M. (EDS). **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília: EMBRAPA, p. 1-15, 2004.

CARNEIRO, C. C.; FRASER, S. J.; CRÓSTA, A. P.; SILVA, A. M.; BARROS, C. E. M. Semiautomated geologic mapping using self-organizing maps and airborne geophysics in the Brazilian Amazon. **Geophysics**, v. 77, n. 4, p. K17–K24, 2012.

CÉRÉGHINO, R.; PARK, Y. S.; Review of the Self-Organizing Map (SOM) approach in water resources: Commentary. **Environmental Modelling and Software**, v. 24, n. 8, p. 945–947, 2009.

CHOON, T. Self-Organizing Maps applied to ecological sciences. **Ecological Informatics**, v. 6, p.50-61, 2011.

CLEVINGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, v. 109, p. 15–26, 2003.

COELHO, A. V. P.; COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. T.; KINDEL, A. **Siriema: road mortality software. Manual do Usuário V. 2.0**. Porto Alegre: NERF, UFRGS, 2014. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/siriema> >. Acesso em: 10/01/2017.

COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 689–699, 2008.

COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. T.; COLOMBO, P.; COELHO, A. V. P.; KINDEL, A. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 17–26, 2012.

COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, v. 15, n. 5, p. 396–406, 2007.

COHEN, W. B.; YANG, Z.; KENNEDY, R. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync — Tools for calibration and validation. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 12, p. 2911–2924, 2010.

COMPIN, A.; CÉRÉGHINO, R. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 8, p. 1215–1225, 2007.

DAVIES, D. L.; BOULDIN, D. W. A cluster separation measure: **IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence**, PAMI-1, 224–227, 1979.

DORNAS, R. A. P.; KINDEL, A.; BAGER, A.; FREITAS, S. R. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: BAGER, A (Ed). **Ecologia de Estradas - Tendências e pesquisas**. Lavras: UFLA, p. 13 – 33, 2012.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-cinco**. 2005. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2005.

FERRAZ, K. M. P. M. B.; FERRAZ, S. F. B.; MOREIRA, J. R.; COUTO, H. T. Z.; VERDADE, L. M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: A cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 223–230, 2007.

FORMAN, R. T. T. Road ecology: A solution for the giant embracing us. **Landscape Ecology**, v. 13, n. 4, p. iii-v, 1998.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. **Road Ecology: Science and solutions**. Washington, DC : Island Press, 481 p., 2003.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R. T.; HOEF, J.; Spatial analysis in ecology. In: EL-

SHAARAWI, A. H.; PIEGORSCH, W. W (Eds). **Encyclopedia of Environmetrics**, v. 4. West Sussex, UK: John Wiley & Sons, p. 2051-2058, 2002.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410–417, 2010.

FREITAS, S. R.; OLIVEIRA, A. N.; CIOCHETI, G. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian savanna? **Oecologia Australis**, v. 18, p. 35–45, 2015.

FRENKEL, A.; BENDIT, E.; KAPLAN, S. The linkage between the lifestyle of knowledge - workers and their intra - metropolitan residential choice : A clustering approach based on self - organizing maps. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 39, p. 151–161, 2013.

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - FBDS. Mapeamento do uso do solo dos biomas Cerrado e Mata Atlântica na escala 1:20.000. **Projeto de Apoio à Implantação do CAR**. Rio de Janeiro, Brasil, 2017.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio do Peixe. São Paulo, SP, 2010.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 3, n. 1, p. 77–87, 2008.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n. 1, p. 1–7, 2009.

GUNSON, K. E.; CLEVINGER, A. P.; FORD, A. T.; BISSONETTE, J. A.; HARDY, A. A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife- vehicle collisions. **Environmental Management**, v.44, n. 2, p. 268–277,

2009.

GUNSON, K. E.; MOUNTRAKIS, G.; QUACKENBUSH, L. J. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1074–1082, 2011.

GUNSON, K.; TEIXEIRA, F. Z. Road-Wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. In REE, R.; SMITH, D. J; GRILO, C. (Orgs.). 1. ed. **Handbook of road ecology**. West Sussex, UK: John Wiley & Sons, p. 101–109, 2015.

HELMS, T.; BUCHWALD, E. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological Conservation**, v. 99, n. 3, p. 331–340, 2001.

HOPTON, M. E.; MAYER, A. L. Using Self-Organizing maps to explore patterns in species richness and protection. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 14, p. 4477–4494, 2006.

HSU, C-C. Generalizing Self-Organizing Map for categorical data. **IEEE Transactions on Neural Networks**, v. 17, n. 2, p. 294-304, 2006.

HUIJSER, M. P.; ABRA, F. D.; DUFFIELD, J. W. Mammal road mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with Capybara (*Hydrochoerus Hydrochaeris*) in Sao Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 1, p. 129–146, 2013.

HUIJSER, M. P.; BERGERS, P. J. M. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. **Biological Conservation**, v. 95, p. 111–116, 2000.

HUIJSER, M. P.; DUFFIELD, J. W.; CLEVINGER, A. P.; AMENT, R. J.; MCGOWEN, P. T. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, p. 15, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 15/09/2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Base de dados Canosat**, 2013. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/> >. Acesso em: 10/08/2016.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2015-2016** - Relatório Técnico. São Paulo, SP. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/>>. Acesso em: 15/09/2017.

INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Florestal, escala 1:25.000, 2001.

INSTITUTO FLORESTAL. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Assis**. São Paulo: Instituto Florestal, 2010.

KALTEH, A. M.; HJORTH, P.; BERNDTSSON, R. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: Analysis, modelling and application. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 7, p. 835–845, 2008.

KARLAFTIS, M. G.; VLAHOGIANNI, E. I. Statistical methods versus neural networks in transportation research: Differences, similarities and some insights. **Transportation Research Part C**, v. 19, n. 3, p. 387–399, 2011.

KOHONEN, T. **Self-Organizing Maps**. 3. ed. New York/Berlin: Springer, 501 p. 2001.

KOHONEN, T. Essentials of the self-organizing map. **Neural Networks**, v. 37, p. 52–65, 2013.

KUSSUL, N.; LAVRENIUK, M.; SKAKUN, S.; SHELESTOV, A. Deep Learning Classification of Land Cover and Crop Types Using Remote Sensing Data. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 14, n. 5, p. 778–782, 2017.

LEMOS, F. G.; AZEVEDO, F. C.; BEISIEGEL, B. M.; JORGE, R. P. S.; PAULA, R. C.; RODRIGUES, F. H. G.; RODRIGUES, L. A.; Avaliação do risco de extinção da Raposa-do-campo *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 160–171, 2013.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1573–1580, 2008.

MIKULA, P. A.; FRASER, S. J.; LEE, M. F. Self-Organising Map Analysis of Seismicity Associated with Mining at Mount Charlotte Mine. In: SOUTHERN HEMISPHERE INTERNATIONAL ROCK MECHANICS SYMPOSIUM, 1., 2008, Perth. **Anais**. Perth: Australian Centre for Geomechanics, 2008. p. 653-666.

NOVELLI, R.; TAKASE, E.; CASTRO, V. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos de Quinta e Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 3, p. 441-454, 1988.

OKABE, A.; SATOH, T.; SUGIHARA, K. A kernel density estimation method for networks, its computational method and a GIS-based tool. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 23, n. 1, p. 7–32, 2009.

OPENSTREETMAP. **Base de dados do Brasil**, 2016. Disponível em: <<http://download.geofabrik.de/south-america/brazil.html>>. Acesso em: 10/08/2016.

PAL, C; HIRAYAMA, S.; NARAHARI, S.; JEYABHARATH, M.; PRAKASH, G.; KULOTHUNGAN, V. An insight of World Health Organization (WHO) accident database by cluster analysis with self-organizing map (SOM). **Traffic Injury Prevention**, v. 19, n. Sup 1, p. S15–S20, 2018.

PARK, Y.-S.; CÉRÉGHINO, R.; COMPIN, A.; LEK, S. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. **Ecological Modelling**, v. 160, n. 3, p. 265–280, 2003.

RAMP, D.; CALDWELL, J.; EDWARDS, K. A.; WARTON, D. C., CROFT, D. B. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 474–490, 2005.

REE, R.; GAGNON, J. W.; SMITH, D. J. Fencing: A valuable tool for reducing wildlife-vehicle collisions and funneling fauna to crossing structures. In REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. (Orgs.). 1. ed. **Handbook of road ecology**. West Sussex, UK: John Wiley & Sons, p. 159–171, 2015.

RYTWINSKI, T.; SOANES, K.; JAEGER, J. A.G.; FAHRIG, L.; FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J.; REE, R.; GRIFT, E. A. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. **PLOS One**, v. 11, n. 11, p. 1–25, 2016.

ROSS, J. L.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: USP/FAPESP/IPT, escala 1:500.000, 1997.

ROWDEN, P.; STEINHARDT, D.; SHEEHAN, M. Road crashes involving animals in Australia. **Accident Analysis and Prevention**, v. 40, n. 6, p. 1865–1871, 2008.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; 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.

SANET. **A Spatial Analysis along Networks** (Ver.4.1 Standalone). Tóquio, Japão: Atsu Okabe, Kei-ichi Okunuki and SANET Team, 2015. Disponível em: < <http://sanet.csis.u-tokyo.ac.jp/index.html> >. Acesso em: 10/03/2017.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA. **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo**: Vertebrados. São Paulo, SP, 2009. Disponível em: <

[http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fauna/2016/12/livro\\_vermelho2010-1.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fauna/2016/12/livro_vermelho2010-1.pdf)>. Acesso em: 15/01/2018.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA. **DataGEO**. 2017. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 15/09/2017.

SEILER, A. **Ecological Effects of Roads A review**. Introductory Research Essay, v. 9, p. 1-40, 2001.

SMITH, D. J.; REE, R.; ROSELL, C. Wildlife crossing structures: An effective strategy to restore or maintain wildlife connectivity across roads. In REE, R.; SMITH, D. J; GRILO, C. (Orgs.). 1. ed. **Handbook of road ecology**. West Sussex, UK: John Wiley & Sons, p. 172–182, 2015.

SMITH, M.; GOODCHILD, M.; LONGLEY, P. **Geospatial Analysis: A Comprehensive Guide, Techniques and Software Tools**. 5<sup>a</sup> ed. 2015. Disponível em: <<http://www.spatialanalysisonline.com/index.html>>. Acesso em: 15/09/2017.

SPELLERBERG, I. F. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. **Global Ecology & Biogeography Letters**, v.7, p. 317-333, 1998.

SPELLERBERG, I. F.; FEDOR, P. J. A tribute to Claude Shannon (1916 – 2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the “Shannon-Wiener” Index. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 3, p. 177–179, 2003.

TAYLOR, S. K.; BUERGELT, C. D.; ROELKE-PARKER, M. E.; HOMER, B. L.; ROTSTEIN, D. S. Causes of Mortality of Free-Ranging Florida Panthers. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 38, n. 1, p. 107–114, 2002.

TEIXEIRA, F. Z. **Fauna atropelada**: estimativas de mortalidade e identificação de zonas de agregação. 2011. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, I. P.; ESPERANDIO, I. B.; OLIVEIRA, N. R.; PETER, F. P.; DORNELLES, S. S.; DELAZERI, N. R.; TAVARES, M.; MARTINS, M. B.; KINDEL, A. Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? **Oecologia Australis**, v. 17, n. 1, p. 36–47, 2013a.

TEIXEIRA, F.Z.; PRINTES, R.C.; FAGUNDES, J.C.G.; ALONSO, A.C.; KINDEL, A. Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 117-123, 2013b.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. **Conservation Biology**, v.14, n. 1, p. 18-30, 2000.

VESANTO, J., HIMBERG, J., ALHONIEMI, E., PARHANKANGAS, J. **SOM Toolbox for Matlab 5**. Technical Report A57. Helsinki, Finland: Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, 2000. 59p.

WAETJEN, D. P.; SHILLING, F. M. Large Extent Volunteer Roadkill and Wildlife Observation Systems as Sources of Reliable Data. **Frontier in Ecology and Evolution**, v. 5, p. 1–10, 2017.

XIE, Z.; YAN, J. Kernel Density Estimation of traffic accidents in a network space. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 32, n. 5, p. 396–406, 2008.

YU, W.; TINGHUA, A.; SHAO, S. The analysis and delimitation of Central Business District using network kernel density estimation. **Journal of Transport Geography**, v. 45, p. 32–47, 2015.