



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**MODELO DE CONECTIVIDAD ESPACIAL
EMPLEANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA, CALIDAD DE HÁBITAT Y
DISTRIBUCIÓN CASO TAPIR DE MONTAÑA
(*TAPIRUS PINCHAQUE*) EN EL EJE
CAFETERO COLOMBIANO.**

**Paola Johanna Isaacs Cubides
CÓDIGO: 07795069**

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Agronomía, PROGRAMA DE MAESTRÍA EN GEOMÁTICA
Bogotá, Colombia

2011

MODELO DE CONECTIVIDAD ESPACIAL EMPLEANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA, CALIDAD DE HÁBITAT Y DISTRIBUCIÓN CASO TAPIR DE MONTAÑA (*Tapirus pinchaque*) EN EL EJE CAFETERO COLOMBIANO.

Paola Johanna Isaacs Cubides

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Geomática

Director:

MsC. Germán Leonardo Jiménez

Codirectora:

MsC. Martha Patricia Bohórquez

Línea de Investigación:

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN EN GEOINFORMACIÓN PARA EL USO SOSTENIBLE DE
LOS RECURSOS NATURALES

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Agronomía

Bogotá, Colombia

2011

A mi abuelito

Agradecimientos

La autora quiere agradecer infinitamente a todas las personas que hicieron parte de este trabajo de una u otra forma y que facilitaron la realización de este trabajo. A Germán Jiménez por tenerme presente por tanto tiempo y permitirme trabajar con él y obtener todo su conocimiento acá aplicado. A Martha Bohórquez, por todas sus contribuciones, por dos años de conocimientos de estadística espacial que aportaron gran cantidad al trabajo. Muy especialmente quiero agradecer a mi tutor *honoris causa* Mauricio Ramírez, por el que puedo decir que aprendí de SIG, su apoyo siempre proactivo, eficiente e incondicional el cual se reflejó en cada análisis que hice. A Tobias Leyva por toda su colaboración y apoyo moral durante todo este proceso. A mis revisores del proyecto Jonas León, Fabio Leyva y Camilo Correa por aterrizar mi trabajo y ayudarme a darle forma. A Diego Lizcano por facilitarme los datos sin conocerme, para poder seguir aportando al conocimiento y los esfuerzos de conservación de las dantas en Colombia. A Dan Majka, quien siguió paso a paso el desarrollo del corredor y me ayudó en las dificultades que se me presentaron. Y finalmente quiero agradecer a mi familia por la paciencia en este tiempo en que estuve perdida y sin quienes nunca hubiera podido trabajar en esto.

Resumen

En el presente trabajo se presenta un modelo de conectividad espacial con base en Sistemas de Información Geográfica, calidad de hábitat y distribución de las especies. Se contó con datos obtenidos de distribución para la danta (*Tapirus pinchaque*), obtenidos mediante collares con GPS los cuales fueron analizados mediante técnicas de patrones puntuales. Se encontró que los datos difieren de un patrón aleatorio presentando agrupación en el espacio y una elevada autocorrelación evaluada con los índices de Moran. Asimismo se calculó la correlación cruzada entre variables espaciales (altura, pendiente, cobertura, distancia a ríos, distancia a vías y distancia a asentamientos humanos) para determinar su relación con la presencia de la especie y determinar calidad de hábitat. Posteriormente, se realizó un análisis de estructura del paisaje y se calcularon métricas de conectividad estructural y funcional con ayuda de ArcGIS 9.3. Se generaron mapas de viabilidad de hábitat y rutas de mínimo costo, para establecer un modelo de conectividad espacial, empelando los análisis de autocorrelación y de estructura, para elaborar una metodología de conectividad espacial con base en el uso de Sistemas de Información Geográfica, calidad de hábitat y distribución de los datos.

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica, análisis de patrones, danta, conectividad, calidad de hábitat, distribución.

Abstract

This paper presents a spatial connectivity model based on geographic information systems, habitat quality and species distribution. I use data distribution for the tapir (*Tapirus pinchaque*), obtained through GPS collars which were analyzed using point pattern analyst. Data were found to differ from a random pattern, presented grouping in space and a high autocorrelation evaluated through Moran indices. Also were calculated

cross correlation between spatial variables (height, slope, cover, distance to rivers, distance to roads and distance to human settlements) to determine their relationship to the presence of the species and determine habitat quality. Subsequently, I develop a landscape structure analysis and were calculated structural and functional connectivity metrics using ArcGIS 9.3. Maps of habitat viability and least cost paths were generated to establish a model of functional connectivity, using the autocorrelation analysis and structure, to develop a methodology of spatial connectivity based on the use of Geographic Information Systems, habitat quality and distribution data.

Keywords: Geographic Information Systems, pattern analyst, tapir, connectivity, habitat quality, distribution.

TABLA DE CONTENIDO

1. Objetivos	5
1.1 Objetivos Específicos.....	5
2. Marco Teórico y Estado del Arte	7
2.1 Marco Teórico	7
2.2 Estado del Arte.....	12
2.3 Generalidades de la Danta de Montaña.....	16
3. Metodología.....	19
3.1 Área de Estudio.....	19
3.2 Metodología.....	21
4. Resultados	27
4.1 Análisis de Patrones Puntuales	28
4.2 Análisis de los Eventos en el Paisaje	35
4.3 Análisis Estructural Del Paisaje	40
4.4 Métricas De Paisaje.	43
4.5 Métricas De Conectividad Estructural.....	45
4.6 Análisis De Autocorrelación Espacial	47
4.7 Conectividad funcional	53
5. Discusión.....	63
6. Conclusiones	69

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Características de los patrones puntuales.....	8
Figura 2: Distribución reportada para la danta (Tomado de: MAVDT y UNAL 2005).	17
Figura 3: Ubicación del área de estudio de la danta, departamento de Risaralda. Fuente: IGAC.....	20
Figura 4: Ubicación de la zona de trabajo para evaluar la conectividad (Fuente: elaboración propia).	24
Figura 5: Herramientas de análisis de patrones espaciales estructurales y funcionales para establecer la conectividad para la especie.	25
Figura 6: Modelo de la metodología de análisis espacial con base en SIG, calidad de hábitat y distribución para determinar un modelo de conectividad espacial.	27
Figura 7: Representación de los puntos obtenidos para el collar número uno (a) y dos (b).	28
Figura 8: Análisis de intensidad por cuadrantes para el collar 1 (a) y 2 (b).	28
Figura 9: Prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov realizada para las coordenadas X y Y para el collar 1 (a y b) y 2 (c y d).	29
Figura 10. Mapas de distancias para el collar uno y dos.....	30
Figura 11: Funciones Ghat y Fhat de las apariciones de la Danta para el primer collar.	31
Figura 12: Funciones Ghat y Fhat de las apariciones de la Danta para el segundo collar.	31
Figura 13: Resultado de la prueba de distancia del vecino más cercano en ArcGIS.	32
Figura 14: Prueba <i>high/low clustering Getis-Ord</i> en ArcGIS.	32
Figura 15: Funciones Kest y Gest de las apariciones de la Danta para el collar uno (a y b) y el collar dos (c y d).....	33
Figura 16: Función <i>K</i> de <i>Ripley</i> obtenida en ArcGIS.	34
Figura 17: Estimación de intensidad con kernel gaussiano con las funciones density (a), contour (b) y persp <i>K</i> (c) del R para el collar uno (izquierda) y dos (derecha).	34
Figura 18: Mapa de pendientes de la zona obtenido a partir del DEM (Fuente: Propia).	36
Figura 19: Histogramas de distribución de las variables (a = distancia a las fuentes de agua, b = distancia a las vías, c = distancia a las cabeceras, d = cobertura, e = pendiente, f = altura).	38
Figura 20: Diagramas de caja para cada variable a) distancia a ríos, b) distancia a vías, c) distancia a cabeceras, d) cobertura, e) pendiente y f) altitud.	39
Figura 21: Área (porcentaje) de las coberturas presentes en la cuenca alta y media del río Otún.	41

Figura 22: Mapa del uso y cobertura de la zona de estudio (Fuente: Elaboración propia).	42
Figura 23: Número de hectáreas presentes para las clases de tamaños de áreas.	43
Figura 24: Métricas a nivel de parches obtenidas para las coberturas presentes en el área de estudio (PNUM = Número de parches, AWMPDF = <i>Area Weighted Mean Shape Index</i> , MPS = <i>Mean Patch Size</i>).	44
Figura 25: Valores del índice de conectividad a diferentes distancias por cobertura.	46
Figura 26: Diagrama Scatter plot de las coordenadas X y Y.	47
Figura 27: Diagrama de dispersión de autocorrelación de Moran para las coordenadas X y Y (en el eje de abcisas la X estandarizada y en las ordenadas el retardo espacial estandarizado).	48
Figura 28: Aleatorización del índice de Moran para las coordenadas X y Y.	48
Figura 29: Mapa de significación con los valores de contraste para las coordenadas X y Y ($p = 0.001$ en rojo, $p = 0.01$ en naranja, $p = 0.05$ en verde y no significativo en negro).	49
Figura 30: Mapa de agrupación para las coordenadas X y Y.	50
Figura 31: Valores del índice de Moran más destacados del análisis de correlación cruzada.	52
Figura 32: Mapa de viabilidad de hábitat obtenido de los valores de ponderación.	57
Figura 33: Modelo de costo obtenido.	58
Figura 34: Porcentajes del corredor obtenidos en el <i>corridor desing</i>	59

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Programas existentes para evaluar conectividad (CH: Calidad de hábitat).	13
Tabla 2: Otras referencias existentes.	14
Tabla 3: Valores de prueba de hipótesis de chi-cuadrado.....	29
Tabla 4: Valores de la prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov.....	29
Tabla 5: Muestra de la matriz de datos elaborada para los datos de presencia de danta en la zona.....	35
Tabla 6: Estadísticos básicos para cada uno de los atributos especiales evaluados.	37
Tabla 7: Análisis de vecindad Getis-Ord realizado en ArcGIS para las covariables.....	40
Tabla 8: Coberturas presentes en área que rodea a los puntos.....	41
Tabla 9: Métricas arrojadas con la extensión <i>Patch Analyst</i>	43
Tabla 10: Valores de los índices de conectividad y cohesión a diferentes distancias.	46
Tabla 11: Valores obtenidos de índice global de Moran para las covariables de las ubicaciones.	51
Tabla 12: Valores de correlación cruzada para todas la covariables.	51
Tabla 13: Valores de reclasificación asignados para la covariable altura.	53
Tabla 14: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a vías.	54
Tabla 15: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a ríos.	54
Tabla 16: Valores de reclasificación asignados para la covariable cobertura.	55
Tabla 17: Valores de reclasificación asignados para la covariable pendiente.	56
Tabla 18: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a cabeceras.	56

Introducción

Los territorios, paisajes o regiones, a nivel espacial pueden ser considerados como superficies heterogeneas en términos estructurales, formados por un mosaico que esta conformado por un conjunto de unidades homogéneas denominadas parches entre las cuales se establecen relaciones espaciales y funcionales (Forman 1995). Las coberturas son unidades dinámicas que se reconocen a diversas escalas espaciales y temporales, las cuales bajo un enfoque ecológico se pueden asociar a algún tipo de especie, comunidad, ecosistema, hábitat o a un determinado proceso ecológico tanto físico como biológico (McGarigal y Marks 1995, Wagner & Fortin 2005).

Dichos elementos del paisaje pueden ser evaluados por medio de patrones espaciales, los cuales están definidos como el arreglo de puntos, organismos o coberturas en el espacio que presentan cierta distribución y extensión (Dale 2004) y son un proceso que muestra como la distribución de los objetos geográficos cambia a través del tiempo y el espacio. Para determinado fenómeno geográfico, se necesita estudiar los patrones y procesos espaciales asociados, que permitan entender cómo se distribuye y cómo puede ser comparado con otros patrones (Legendre y Legendre 1998).

Los atributos del paisaje pueden igualmente ayudar a cuantificar la magnitud del proceso de fragmentación del paisaje y a su vez evaluar la integridad biológica de la vegetación natural (McGarigal y Marks 1995, Wagner & Fortin 2005). Es por eso, que el análisis de los patrones espaciales es de gran interés en ecología y geomática, dado que muchos de los fenómenos investigados están influidos por componentes espaciales (Legendre y Legendre 1998), estos análisis están comprendidos por los métodos basados en la evaluación de patrones puntuales y los métodos de evaluación de patrones de superficies (Legendre y Legendre 1998).

El análisis de los **patrones puntuales**, evalúa las ubicaciones de diferentes objetos o fenómenos, así como su distribución; por ejemplo casos de mortalidad por una enfermedad, presencia de nidos de aves, ocurrencia de homicidios, entre otros, en los cuales se analiza si la distribución de las ubicaciones que tienen los diferentes eventos en el espacio, es aleatoria, agregada o regular. Los análisis de **patrones de superficies** abarcan el análisis de los diferentes elementos del paisaje en términos de la **composición**, la cual está asociada con la variedad y abundancia de tipos de coberturas sin considerar el carácter espacial o ubicación y la **configuración** relacionada con el arreglo, posición, forma, tamaño y relaciones entre coberturas (Mcgarigal *et al.*, 2002).

El análisis realizado por medio de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la cuantificación e identificación de patrones de los elementos presentes en el espacio, proveen elementos efectivos para realizar diferentes evaluaciones a nivel del paisaje. Estos análisis resultan muy útiles en el diseño y planificación del ordenamiento del

territorio, especialmente para áreas protegidas y las zonas a conectar entre estas (Ivits *et al.*, 2002, Ravan *et al.*, 2005).

En términos conceptuales, al hablar de zonas a conectar se está introduciendo a la conectividad, la cual se ha concebido con el fin de unir fragmentos de coberturas naturales o áreas protegidas, para favorecer la sobrevivencia a largo plazo de las especies (Noss 1991, Bennett 1999). Esta se puede evaluar en términos de la composición y configuración del paisaje, a lo que se denomina **conectividad estructural**, o en términos de los requerimientos de una especie o especies en particular, o **conectividad funcional** (Bennett 1999, Theobald 2006). Actualmente, la conectividad se diseña en su mayoría de forma estructural, para lo que se cuenta con varias métricas que la cuantifican y modelan. Sin embargo, aunque es un concepto reciente que ha incrementado su implementación y análisis, aún ocurre que para su identificación no se incluyen procesos de selección de hábitat y movimiento para un organismo, o su diseño es basado en patrones binarios de disponibilidad de hábitat como la presencia-ausencia (Chetkiewicz *et al.*, 2006); algunos no consideran la matriz que circunda los parches o no integran aspectos de las metapoblaciones, su capacidad de dispersión y movilidad entre parches (Tischendorf y Fahring 2000, Kindlmann y Burel 2008).

Asimismo, las herramientas SIG existentes para modelar conectividad la abordan desde el punto de vista funcional empleando rutas de menor costo o zonas de movimiento y dispersión para el diseño de corredores, para lo cual se deben asignar valores de importancia a los diferentes elementos del hábitat y así obtener la ruta de menor resistencia (Bennett 1999, Theobald 2006). Usualmente estos valores se asignan a partir de criterios de puntuación asignada por expertos, en donde se carece de técnicas para asignar los valores de forma estadística y espacial (Tischendorf y Fahring 2000, Theobald 2006, Kindlmann y Burel 2008).

La reciente implementación y abordaje de la conectividad se debe al incremento de los eventos de fragmentación y pérdida del hábitat causada por acciones humanas ya que es considerada como la mayor amenaza para la biodiversidad actualmente (Kattan 2001). A causa de la destrucción del hábitat que se presenta en el país, es prioritario evaluar la zonificación actual de las áreas protegidas y postular modelos de las áreas de conservación para aplicar a las políticas actuales de manejo y conservación de cobertura. Dichos modelos deben estar centrados hacia la presencia y los requerimientos de la especie, ya que esta información hasta el momento es poca en el país, carece de criterios claros de conservación y estrategias de conexión entre áreas (Fandiño y van Wyngaarden 2005) y tiene como fin garantizar la viabilidad a largo y corto plazo de las comunidades (Meffe y Carroll 1997).

Igualmente, las entidades tomadoras de decisiones en conservación, no cuentan con herramientas apropiadas para proponer e implementar estrategias de manejo en las áreas, ni el soporte biológico respectivo que justifique las políticas de conservación y gestión. Asimismo, hasta el momento son pocos los trabajos que pretenden integrar la geomática y la información biológica de las especies, especialmente enfocados hacia la generación de modelos de conectividad, que aborden la calidad del hábitat, la distribución de la fauna y el análisis estadístico espacial con base en los SIG, aspectos que se pretenden abordar en la presente propuesta metodológica.

En el presente trabajo se presenta un modelo de conectividad espacial con base en los Sistemas de Información Geográfica, calidad de hábitat y distribución de las especies. Se cuenta con datos obtenidos de distribución para la danta (*Tapirus pinchaque*), obtenidos mediante collares con GPS. Se emplearon diferentes métricas estructurales y estadística espacial, como detección de patrones espaciales puntuales y análisis de autocorrelación espacial, para determinar las covariables o factores del hábitat que se relacionan con la presencia y así generar mapas de viabilidad de hábitat y rutas de mínimo costo, para establecer un modelo de conectividad espacial.

1. Objetivos

Desarrollar un modelo de conectividad espacial integrando los Sistemas de Información Geográfica, calidad de hábitat y distribución, caso tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) en el eje cafetero colombiano.

1.1 Objetivos Específicos

Determinar a través de métodos estadísticos espaciales cuales covariables de hábitat y del paisaje se relacionan con la presencia de la especie.

Establecer por medio de herramientas de análisis de patrones espaciales estructurales y funcionales la conectividad para la especie.

Establecer una metodología de análisis espacial con base en SIG, calidad de hábitat y distribución para determinar un modelo de conectividad espacial.

2. Marco Teórico y Estado del Arte

2.1 Marco Teórico

La fragmentación es el proceso de reemplazamiento de áreas de bosque nativo, por una matriz antropogénica y un conjunto de remanentes que se encuentran separados, que difiere en tamaño y que presenta condiciones diferentes para la flora y fauna nativa (Harris & Silva-López 1992, Murcia 1995). A causa de la introducción de factores abióticos y bióticos y flujos de materia y energía provenientes de la matriz (Lovejoy *et al.*, 1986), se exponen las poblaciones a la extinción por procesos estocásticos y a problemas relacionados con la pérdida de diversidad genética y endogamia (Lovejoy *et al.*, 1986, Malcolm 1994, Primack 2001).

La persistencia de los individuos en sus áreas naturales podrá existir a escala del paisaje dependiendo del tamaño, dirección y distancia entre los parches (Lovejoy *et al.*, 1986, Murcia 1995), la composición presente en la matriz o zonas adyacentes y la ubicación espacial y temporal de los recursos (Moilanen y Hanski 1998, Ng *et al.*, 2004). Al nivel de los individuos y sus poblaciones la permanencia dependerá del grado de dispersión, posición en la cadena trófica, tolerancia e historia natural (Murcia 1995, Kattan 2001, Laurance *et al.*, 2002).

Como una estrategia para contrarrestar los efectos de la destrucción del hábitat, se ha propuesto el concepto de conectividad, esencialmente opuesto a la fragmentación y que pretende preservar y restaurar las conexiones entre coberturas naturales (Noss y Cooperrider 1994). A nivel de paisaje se define como la medida de que tan conectado o espacialmente continuo es un corredor, red o matriz (Forman 1995) y evalúa el grado por el cual este facilita o impide movimientos entre parches, variando a nivel de especie y de comunidad y sus procesos ecológicos (Noss 1991, Bennett 1999).

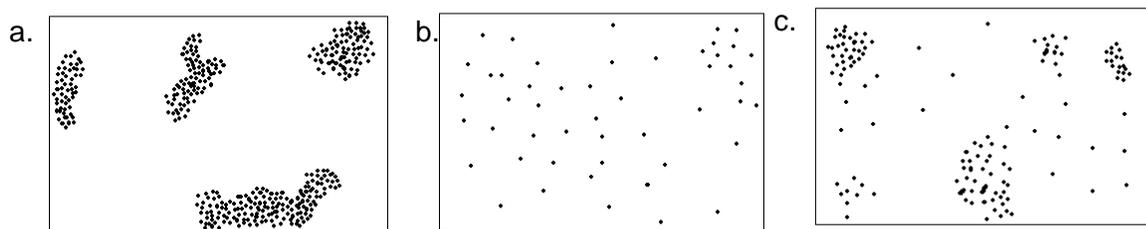
La conectividad puede definirse en términos de **estructura**, como la configuración espacial de diferentes tipos de hábitat (Bennett 1999, Theobald 2006) y en términos **funcionales**, se refiere a la respuesta comportamental de los individuos a la estructura del paisaje (Bennett 1999, Theobald 2006). La fragmentación y la conectividad del paisaje se puede evaluar a partir del análisis de patrones espaciales a nivel estructural y funcional, los cuales son un proceso que muestra cómo la distribución de los tipos de cobertura cambia a través del tiempo, e incluye los métodos basados en la evaluación de patrones de puntos y los métodos de evaluación de patrones de superficies (Legendre y Legendre 1998). Inicialmente se definirán los siguientes términos: un punto, es cualquier ubicación en el área de estudio donde un evento puede ocurrir; patrón se entiende como la característica de un juego de puntos o eventos, el cual describe la ubicación de esos puntos en términos de las distancias relativas y orientación de un punto o grupo de

puntos con respecto a otro punto o grupo a una o más escalas de observación (Waller y Gotway 2004, Matinez-Beneito 2005).

Los patrones puntuales, son aquellos que describen un proceso estocástico el cual genera un conjunto contable de eventos sobre el espacio, donde a partir de uno o varios patrones se intenta adquirir información sobre el proceso que los ha generado. El análisis de patrón de superficies, evalúa fenómenos espacialmente continuos, ambos tipos de patrones pueden ser evaluados mediante el uso de diferentes estadísticos espaciales (Legendre y Legendre 1998).

Asimismo, se busca comparar ese patrón con uno teórico y clasificarlo dentro de patrones existentes e interpretar ese patrón. Usualmente, esta clasificación consiste en determinar si a) el patrón tiene un comportamiento **agregado** (los eventos se producen cerca de otros eventos); b) **regular** (o de inhibición donde los eventos aparecen diseminados); c) o **aleatorio** (los eventos se producen con igual probabilidad en cualquier punto del espacio (Figura 1), con independencia de dónde se hallen otros eventos (Legendre y Legendre 1998).

Figura 1: Características de los patrones puntuales.



Las técnicas de evaluación de los patrones puntuales están descritas bajo el supuesto de **completa aleatoriedad espacial** (CSR), con media y varianza constante, en donde el número de eventos por unidad de área es constante a través de toda la región y es probable que ocurra igualmente en cualquier ubicación en el área de estudio a pesar de la ubicación de otros eventos (Waller y Gotway 2004, Matinez-Beneito 2005). En general, la suposición de que el patrón de puntos presenta una distribución aleatoria (CSR) será la hipótesis nula para los análisis y las hipótesis alternativas serán la distribución contagiosa o en agregados, y la dispersa o regular (Waller y Gotway 2004, Matinez-Beneito 2005).

Un Proceso Puntual Espacial N con parámetro de intensidad λ , sigue un Proceso Homogéneo de Poisson para su modelamiento, presenta variables aleatorias independientes y está definido por la siguiente función (ver ecuación 1):

$$Pr[N(A) = n] = \frac{e^{-\lambda|A|} (\lambda|A|)^n}{n!} \quad (1)$$

el número de eventos $N |A|$ en un conjunto, presentan distribución Poisson con media $\lambda|A|$, donde $|A|$ es el área de A .

Dentro del análisis de patrones puntuales, es necesario descartar que los puntos presenten un patrón aleatorio por medio de diferentes técnicas, entre ellas se encuentran los métodos con base en distancias y áreas. Los **métodos de distancia**, usan la información del espaciamiento de los puntos para caracterizar un patrón entre eventos y sus eventos vecinos o entre una muestra de puntos. Los **métodos con base en áreas** que se basan en las frecuencias de distribución del número de puntos observados en una subregión de trabajo, y posteriormente se comparan con una distribución Poisson mediante una prueba χ^2 de bondad de ajuste (Waller y Gotway 2004, Matinez-Beneito 2005).

Una forma de medir la uniformidad de los eventos, es a través de **la función de intensidad de primer orden**, la cual calcula el número esperado de puntos por unidad de área. Para estimarla, se utilizan funciones como las Kernel (Waller y Gotway 2004), que emplean el parámetro h , definido ancho de banda de la función de intensidad ajustada (Matinez-Beneito 2005).

Por otro lado, las **propiedades de segundo orden** determinan si hay dependencia espacial, o sea si la función de intensidad depende de la distancia que los separa (Illian *et al.*, 2008). Estas se estiman con las **funciones K** (Ripley 1976), para evaluar la evidencia de agrupación con base en dependencia espacial que hay entre el arreglo de eventos (Dale 2004). Existen otras funciones diferentes a las K , como son la **función G y F** como la función de distribución de la distancia de cualquier punto de la región de estudio a su evento más próximo (Waller y Gotway 2004).

Posteriormente al análisis para conocer si las observaciones presentan CSR, se realiza una evaluación de **autocorrelación espacial** para detectar si las ubicaciones en una zona facilitan que ese valor ocurra en lugares próximos (correlación espacial positiva), o si la presencia en la zona hace menos probable que valores semejantes ocurran en su entorno (correlación espacial negativa), y si no existe esta relación en ninguno de los sentidos supondremos independencia, es decir autocorrelación espacial nula (Moreno y Vayá 2000).

Dentro de los análisis de autocorrelación espacial, inicialmente se emplea una matriz de pesos (W), que determina la influencia que tiene entre si cada par de puntos en términos de dirección. W es una matriz cuadrada, no estocástica, con entradas no negativas y finitas que representan la interdependencia espacial entre las unidades geográficas y de la cual se define contigüidad a partir de los criterios de distancia, vecino más cercano, o de acuerdo a los movimientos permitidos en ajedrez para el alfil, torre y reina. Asimismo, se encuentran las funciones de Moran (I), que mide la autocorrelación espacial global estandarizando la autocovarianza por la varianza de los datos; la función Geary (c) que mide la autocorrelación espacial global usando la suma de la diferencia de los cuadrados entre pares de datos como una medida de covarianza (Aldstadt y Getis 2008).

El tipo de distribución que presenten un grupo de observaciones según lo evaluado por las técnicas de patrones puntuales, permite determinar tendencia de uso de los diferentes elementos del paisaje. Dentro del contexto de la fauna, el patrón de las ubicaciones y la autocorrelación espacial que presente, son indicadores de qué elementos del paisaje frecuenta la especie y de la calidad de su hábitat. En este contexto, la calidad de hábitat, corresponde a la habilidad del ambiente de proveer las condiciones apropiadas para la persistencia individual y poblacional de las especies (Hall *et al.*, 1997, Bennett 1999). Dentro del marco de la conectividad, la calidad del hábitat es

un aspecto importante a evaluar ya que la especie no reconoce la conexión por su papel funcional como un camino para desplazarse, sino que identifica si el hábitat es apropiado o no para él (Newmark 1993).

Dentro de la calidad del hábitat de una especie, asimismo es importante determinar el arreglo espacial de los tipos de cobertura vegetal, ya que estos puede influir en los usos de hábitat y la probabilidad que una especie ocupe un hábitat particular, siendo esto una función del área del parche y el aislamiento entre ellos. Por ello, los patrones espaciales de superficies se pueden evaluar por medio de diferentes métricas, como aquellas que cuantifican la **configuración espacial**, que se refiere al arreglo, posición, orientación y carácter espacial (forma, área núcleo) de los parches en el paisaje. Estas métricas representan el reconocimiento de que las propiedades ecológicas del parche, son influidas por sus vecinos (como por ejemplo el efecto de la matriz) y la magnitud de estas influencias se ve afectada por el tamaño y forma (efecto de borde). La configuración también se puede cuantificar en términos de la relación espacial entre parches y sus tipos (como por ejemplo vecino más cercano o contagio) y reconocen el proceso ecológico y los organismos que se ven afectados por dicha configuración (Mcgarigal *et al.*, 2002).

Asimismo, la **composición** se refiere a los atributos asociados con la variedad y abundancia de tipos de parches sin considerar el carácter espacial o ubicación de estos. Las métricas que la analizan requieren integración entre parches, se pueden aplicar a nivel de paisaje únicamente, e incluyen medidas de 1) proporción: determinan la proporción de cada clase con respecto al mapa completo; 2) riqueza: número de diferentes parches; 3) equitabilidad: abundancia relativa de los parches de diferente tipo, haciendo énfasis en su dominancia; y 4) diversidad de parches: medida que incluye riqueza y equitabilidad (Mcgarigal *et al.*, 2002).

Dentro de estos grupos de métricas, existen aquellas que cuantifican la conectividad estructural como son la de **Conectividad** conocida como el grado de conexión física entre los parches que conforman un paisaje, siendo un indicador directo de conectividad espacial (Farina 2000). Es definido por el número de enlaces funcionales entre parches del mismo tipo, donde cada parche está conectado o no basado en un criterio de distancia. La conectividad es reportada en porcentaje y está basada en distancias euclidianas o en distancias funcionales. Por otro lado, el índice de **Cohesión** mide el grado de conexión da cada tipo de parche, e incrementa a medida que los parches se agregan y están más físicamente conectados (McGarigal y Marks 1995).

A nivel de conectividad funcional, existe una herramienta de evaluación denominada **ponderación de costo** (*cost-weighting*), la cual es una metodología para estimar conectividad funcional que es usada para determinar la respuesta comportamental de un individuo, considerando que el conocimiento ecológico de la especie puede ser incorporado dentro de un modelo (Urban y Keitt 2001). Dentro de esta se modelan **las rutas de menor costo** (*least cost path*), que se basan en un algoritmo que considera una **grilla de fricción o resistencia** donde cada celda indica la dificultad o costo de moverse a través de ella y busca el camino con la menor suma de fricciones denominada como la **distancia de menor costo** (*least-cost distance*; Adriaensen *et al.*, 2003; Hargrove *et al.*, 2004). Asimismo, puede incluir análisis para detectar corredores potenciales y

alternativos basados en caminos aleatorios e incluir otros aspectos de las especies (Jiménez 2001, Hargrove *et al.*, 2004).

Las técnicas de menor costo, son un ejemplo de aquellos métodos que relacionan la estructura del paisaje con la conectividad, son fáciles de calcular e implican menor cantidad de datos que otros modelos como los Modelos Poblacionales Espacialmente Explícitos, o que los índices del paisaje ecológicamente escalados (basados en tamaño del parche y aislamiento con base en datos de especies, rango de hogar y dispersión). Asimismo, aunque más completos, los modelos metapoblacionales requieren de gran cantidad de información (Adriaensen *et al.*, 2003).

Al momento de diseñar la conectividad, por lo general se debe conectar bloques de hábitat para las especies (*wildland blocks*), estos bloques usualmente están embebidos entre un mosaico de áreas naturales y sistemas productivos, que deben ser igualmente manejados dentro de las estrategias de conectividad. Adicionalmente a que estos bloques contengan el hábitat de las especies, es necesario que se mantengan conservados a largo plazo así como sus conexiones dados los costos que acarrearán, como es el caso de las áreas naturales protegidas (Beier *et al.*, 2007).

Otro de los aspectos a considerar dentro de la conectividad, es la selección del objetivo de conservación o la especie focal, esta especie debe ser sensible al tamaño del área, es decir que al perderse los corredores se vea afectada; ser especialista en determinado recurso que se obtiene solo de las zonas conservadas; con dispersión limitada o que requieran de flujo genético para evitar la endogamia; sensible a barreras físicas que le impidan su movimiento como cercas o canales y ecológicamente importantes para la conservación (Theobald *et al.*, 2006, Beier *et al.*, 2007, Majka *et al.*, 2009).

Un insumo para abordar la conectividad funcional son los modelos de hábitat, los cuales permiten abordar la viabilidad del hábitat de las especies y funcionar como capas de costo. En un SIG los modelos de viabilidad de hábitat relacionan la disponibilidad con capas raster como las de cobertura de la tierra, elevación, disturbios (distancia a caminos, asentamientos, densidad) denominadas **factores** (Beier *et al.*, 2007).

Los métodos más comunes para combinar estos factores con el fin de obtener un mapa de viabilidad de hábitat, son los modelos de la **media aritmética y la media geométrica**. La media aritmética permite deficiencia en un factor para ser compensado por otros, mientras que la media geométrica refleja mejor una situación en la que un factor de hábitat limita la disponibilidad en una forma que no puede ser compensada por otros factores (Beier *et al.*, 2007, Majka *et al.*, 2009).

El procedimiento requiere que sean asignados valores de peso para cada factor o variable y un puntaje o valor de disponibilidad de hábitat a cada clase dentro del factor. Estos puntajes para los factores del hábitat son combinados para formar un mapa de viabilidad de hábitat con un puntaje para cada pixel (Beier *et al.*, 2007, Majka *et al.*, 2009).

Las métricas para factores de hábitat pueden ser categóricas en el caso de los tipos de cobertura o clases topográficas, o continuas como el porcentaje de pendiente, distancia a un tipo de cobertura o vías. En el caso de las categóricas, su computo es más sencillo dadas las pocas categorías que presentan (Beier *et al.*, 2007, Majka *et al.*, 2009).

Con el análisis de área, los bloques de conservación definidos y las capas SIG necesarias es posible crear entonces un modelo de viabilidad de hábitat insumo para la conectividad funcional. Para ello, la extensión *Corridor design* para ArcGIS, provee tres herramientas para crear modelos de conectividad. Usa como insumos de entrada un archivo de texto de reclasificación creados por el usuario con un peso para cada capa incluida, para construir dichos modelos y usarlos con diferentes factores de hábitat y el cálculo a través de la media aritmética (Beier *et al.*, 2007, Majka *et al.*, 2009).

Posteriormente, se elaboran mapas de parches de hábitat, en los que se debe definir un umbral de escogencia de viabilidad, en el que se clasifica al hábitat como viable o inviable; se deben definir además tamaños de parche mínimos para soportar una población, es decir un área lo suficientemente grande para sostener dentro del parche a una población por al menos 10 años aunque el parche este aislado y finalmente se escoge un tamaño de parche que sea lo suficientemente grande para que pueda ocurrir un evento reproductivo. Esta herramienta calcula un parche de hábitat entre los dos bloques de conservación y busca conectar los parches de hábitat inicialmente buscando la conexión funcional entre parches poblacionales, luego entre parches para reproducción y finalmente pixeles que contengan el umbral de calidad incluido (Majka *et al.*, 2009).

2.2 Estado del Arte

En cuanto a conectividad funcional, Adriaensen y colaboradores (2003) analizaron el uso de la herramienta de modelamiento de “menor costo” y su efectividad para determinar conectividad funcional, probando que esta aplicación es una buena herramienta para este tipo de toma de decisiones, así como lo probaron Cushman y colaboradores (2008), entre otros muchos autores que la han empleado (Theobald 2006, Gonzales y Gergel 2007) ya que es la herramienta de más uso actualmente para estimar conectividad.

A nivel más específico, Theobald y colaboradores (2006) desarrollaron una herramienta que analiza conectividad funcional e incluye calidad de hábitat para las especies, pero en términos estructurales de la cobertura vegetal. Magle y colaboradores (2009) compararon diferentes métricas de conectividad del paisaje, para determinar cuál predice mejor la presencia del perro de las praderas en California, y brindar una guía para el modelamiento del hábitat en paisajes fragmentados.

En cuanto a distribución de especies, existen varios enfoques de desarrollo con base en los datos de presencia-ausencia, los cuales comprenden métodos de regresión, y actualmente en especial modelos de selección de recursos enfocados al análisis de regresión logística (Palomares 2001, Nielsen *et al.*, 2004, Wintle *et al.*, 2005, FitzGibbon *et al.*, 2007).

Por otro lado, Gavashelishvill y Lukarevskly (2007) realizaron un modelo de requerimientos de hábitat para el leopardo en Asia, empleando datos de presencia – ausencia, variables de hábitat relacionadas con clima, terreno, cobertura de la tierra y disturbio humano, empleando SIG y regresiones logísticas. Buij y colaboradores (2006), trabajaron con registros de heces de elefantes en Gabón, junto con variables ambientales, para determinar la presencia estacional de la especie y realizar un

modelamiento de covariables relacionado con aspectos ecológicos y actividad humana, y la probabilidad de detección en relación a la densidad de la vegetación. Nielsen y colaboradores (2004), han realizado diferentes trabajos que comprenden la evaluación de requerimientos de hábitat y técnicas de telemetría para determinar con base en modelos de selección de recursos, estrategias de conectividad.

Asimismo, estos aspectos se han modelado con ayuda de diferentes softwares, para modelar distribución y rango de hogar (Hawth Tools, Beyer 2004; Maxent, Phillips 2006), movimientos (PATH; Hargrove *et al.*, 2004, Animal Movement; Walter *et al.*, 2009), especialmente ARCGIS, es el que más se emplea para estos fines.

A nivel de programas destinados o que incluyen análisis de conectividad se encuentran entre otros el *Corridor Design* (Majka *et al.*, 2007), *Conefor Sensinode* (Saura Torné 2009), que trabajan con valores de resistencia y rutas de menor costo, asimismo se encuentran algunos módulos para los siguientes programas (Tabla 1).

Tabla 1: Programas existentes para evaluar conectividad (CH: Calidad de hábitat).

FRAGSTATS (McGarigal <i>et al.</i>, 2002 University of Massachusetts).	ILWIS (ITC 2009)	ARCGISv9 (ESRI 2010)
Conectividad como conexiones funcionales entre parches basados en: adyacencia y distancia en función de peso /resistencia.	-Conectividad por cálculo de vecinos por combinación de celdas raster en diferentes mapas. -Menor costo y conexión: reglas predefinidas y cálculos de:	-FunConn, teoría de gráficos. Conectividad y menor costo (Theobald <i>et al.</i> , 2006). -Patch Analyst y V-Late para estructura. -Hawths Tools modelar patrones puntuales con datos de fauna.
Conectancia (No de uniones Funcionales), cada par de parches están conectados o no	-Continuidad: características comunes -Proximidad: A. = distancia -Redes: A. conexión por recursos -Dispersión -Búsqueda: de acuerdo a decisiones específicas	-CH: calidad del recurso por afinidades de vegetación -CH: estructura de parche, requerimientos de forrajeo y movimiento entre parches -CH: distancia al disturbio, parches de hábitat y cobertura como superficie de resistencia

A nivel nacional, existe un trabajo realizado por Correa (2009), en el que realizó un análisis de fragmentación y conectividad en la cuenca Media y Alta del río Tunjuelito en los cerros Orientales de Bogotá, empleando métricas de estructura y las rutas de menor costo para determinar conectividad funcional para unos datos de distribución de zorro, pero obtenidos mediante encuestas a los pobladores. Phillips y Navarrete (2009), diseñaron rutas de menor costo en la zona sur de Usme, empleando el programa *Fragstats* para analizar la estructura y proponiendo rutas de menor costo para la vegetación.

De igual manera, Gómez-Mora y colaboradores (2005) usaron métricas del programa *Fragstats* para establecer un corredor en la cordillera Central. Específicamente en la Cuenca Media y Alta del Río Otún, García (2009a) realizó un trabajo para identificar escenarios de calidad de hábitat para el zorro (*Cerdocyon thous*), integrando variables físicas y biológicas a un modelo matemático a partir de Lógica Difusa y Agentes Inteligentes. Finalmente, García (2009b) en la misma zona evaluó el rango de hogar un individuo de *Cerdocyon thous* en diferentes coberturas vegetales, empleando registros de huellas y telemetría con GPS y su análisis con la extensión Animal Movement de ArcGIS, para tener una primera aproximación sobre los patrones de movimiento y utilización del hábitat por parte del zorro común. Existen otros trabajos como los reportados en la Tabla 2.

Para la danta en Colombia, no se han diseñado estrategias de conectividad; existen diferentes estudios especialmente en la misma zona de estudio del presente trabajo, donde se conocen datos de sus preferencias y disponibilidad de hábitat, distribución, densidad poblacional, patrones de actividad (Lizcano y Cavelier 2000 a, 2000 b, 2004, Lizcano *et al.*, 2002) y existe un programa de conservación nacional para el género *Tapirus* (MAVDT – UNAL 2005).

Tabla 2: Otras referencias existentes.

AUTOR	TÍTULO	DESCRIPCIÓN
Taylor P. D. y colaboradores. 1993	Connectivity is a vital element of landscape structure	Artículo donde se reconoce la importancia de la conectividad como un componente explícito de la estructura del paisaje
Bennet A. F. 1999	Enlazando el Paisaje. El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre	Importancia de los corredores dentro de la conectividad del paisaje a nivel teórico y prácticos enfocado hacia el papel de los enlaces e la conservación de la Biodiversidad
Tischendorf, L y Fahrig L. 2000	How should we measure Landscape connectivity	Artículo en el que se comparan distintos métodos para medir la conectividad por medio de modelos de simulación
Tischendorf, L y Fahrig L. 2000	On the Usage and measurement of landscape	Artículo donde se discute el uso y aplicación de 33 índices de conectividad, sugiriendo

	connectivity	nuevas vías para medirla.
Jiménez, G. 2001.	Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica.	Propuesta de corredores biológicos, para cuatro especies de felinos, utilizando rutas de menor costo generadas a partir de evaluaciones de calidad de hábitat para estas especies.
Goodwin y Fahring 2002.	How does landscape structure influence landscape connectivity?	Se investigó el impacto de la estructura del paisaje en la conectividad empleando simulaciones y experimentos empíricos en un mosaico de tipos de parches para un escarabajo.
Moilanen A. y Nieminen M. 2002	Simple connectivity measures in Spatial Ecology	En este artículo los autores exponen los índices más utilizados para medir la conectividad espacial dando distintos referentes que integran el concepto de funcionalidad
Gurrutxaga M. 2004	Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad. Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial	Conceptos y bases para estudiar la conectividad desde el punto de vista ecológico del paisaje
Taylor P.D. <i>et al.</i> 2006	Landscape Connectivity. A return to basics	Estado de la conservación de la conectividad, y la redefinición de los conceptos de conectividad relacionándolos con las características del paisaje
Useche, C. 2006.	Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica	Modelos espaciales de redes de conectividad en zonas con sistemas productivos, empleando grillas de resistencia.
Arellano H. y Rangel O. 2008	Patrones en la distribución de la vegetación en áreas de páramo de Colombia: heterogeneidad y dependencia espacial	Distribución de la vegetación de páramo con base en autocorrelación y dependencia espacial.
Marin <i>et al.</i> 2008	Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del rio San Juan suroeste antioqueño, Colombia.	Evaluación de la conectividad empleando Fragstats y sus índices de conectividad.

Conservación Internacional y Secretaría de Ambiente de Bogotá. 2010.	Lineamientos de conectividad.	Documento con la relación de los nuevos lineamientos de conectividad para el distrito de Bogotá.
Funambiente. 2010.	Formulación de lineamientos ambientales de conectividad de la operación estratégica Nuevo Usme como propuesta piloto en el sector de borde urbano rural”.	Formulación de los lineamientos de conectividad para la definición de la zona del borde urbano-rural Usme – Bogotá.
Rabinowitz, A. y Zeller K. 2010.	Un modelo de conectividad de paisaje y conservación para el jaguar, <i>Panthera onca</i> , a lo largo de su distribución	Diseño de corredores de menor costo para sur y centroamérica para el jaguar.

2.3 Generalidades de la Danta de Montaña

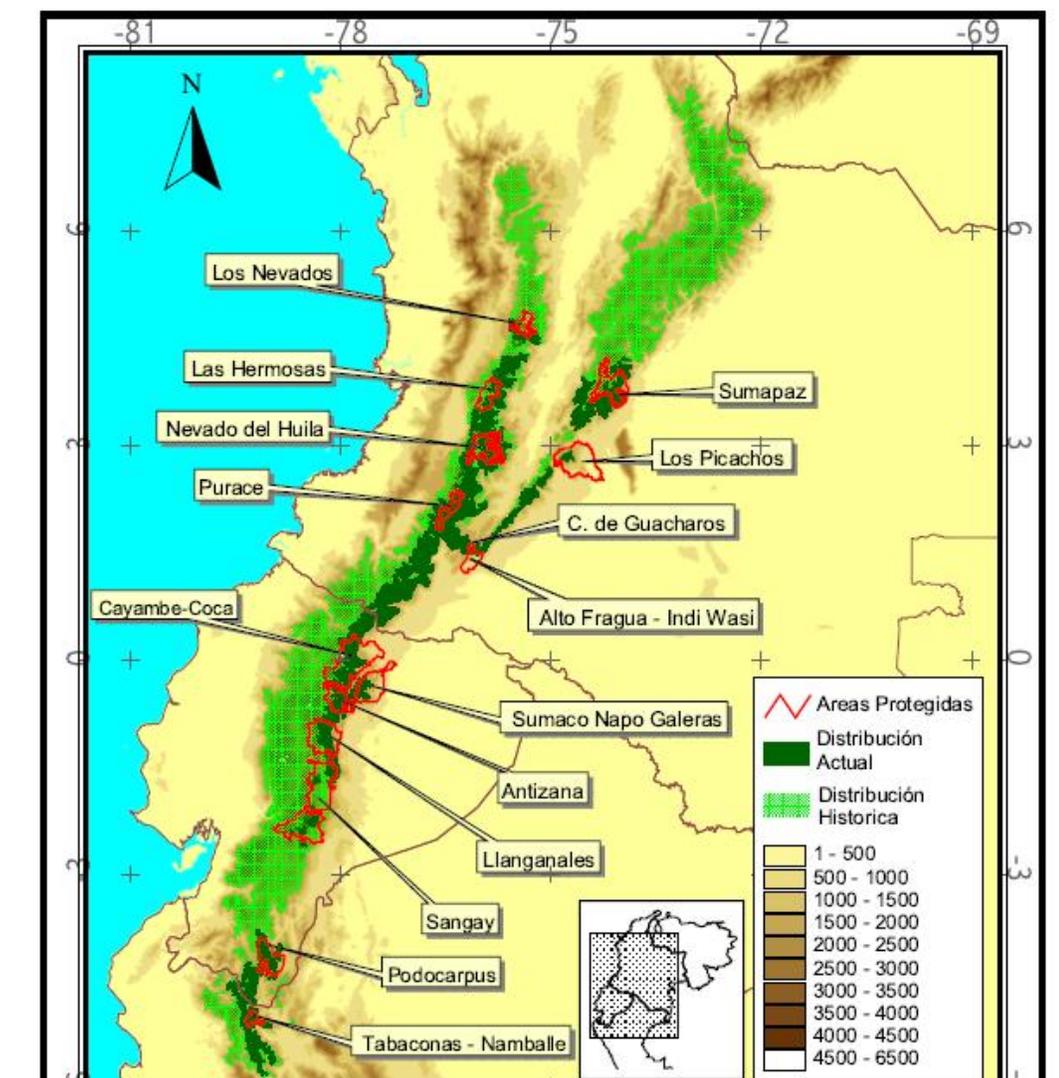
El tapir o danta de montaña *Tapirus pinchaque* se distribuye los Andes de Ecuador, norte de Perú y Colombia, en la Región Andina, es la más pequeña de las cuatro especies (Figura 2). Su hábitat principal son los bosques montanos y páramos entre 2000 y 4000 m, los cuales actualmente presentan intervención humana, especialmente los páramos se emplean para instaurar cultivos de papa y ganado (Downer 1996).

En Colombia existen 54 parques nacionales de los cuales en siete se reporta la presencia de danta, Cordillera los Picachos, Cueva de los Guacharos, Las Herosas, Los Nevados, Nevado del Huila, Puracé y Sumapaz (MAVDT y UNAL 2005).

Estudios con técnicas de radio telemetría han revelado que la danta de montaña usa el bosque andino (28.7%), bosques ribereños (22.9%), ecotono entre bosque y páramo (22.3%), páramo (19.7%) y pastizales de origen antrópico (6.4%). Asimismo, muestra mayor actividad en bosques maduros en comparación con bosques secundarios y a elevaciones menores de 3100 m que mayores a 3600 (Downer 1996, Lizcano & Cavelier 2000 a y b).

Esta especie actualmente se encuentra en el Apéndice I CITES, En Peligro según el UICN (2010) y el libro Rojo de los Mamíferos de Colombia, debido a la intervención antrópica y la consecuente destrucción de su hábitat, por la cacería para sostenimiento humano y medicina tradicional para combatir la epilepsia y enfermedades del corazón, por competencia con especies introducidas (como por ejemplo las vacas), situación de orden público, entre otras (Downer 1996, Lizcano *et al.*, 2002). Se alimenta de plantas de páramo y de bosque altoandino como *Chusquea* sp. y *Miconia* sp. y de algunos frutos, pastos, plantas acuáticas y de pantano (MAVDT y UNAL 2005).

Figura 2: Distribución reportada para la danta (Tomado de: MAVDT y UNAL 2005).



Se han reportado densidades en promedio entre de 0.5 – 1.6 tapires/km², donde requieren de áreas grandes para mantener poblaciones viables a largo plazo. El tamaño del hábitat estimado para mantener a largo plazo una población viable de 1000 individuos es de 300.000 ha (Downer 1996) y en el corto plazo para una población de 150 individuos, 82.600 ha de hábitat continuo, considerando que un individuo requiere de aproximadamente 550 ha (Lizcano *et al.*, 2002). Esta especie requiere adicionalmente una cobertura indicada para su protección. Esta necesidad surge de la dependencia que tienen los tapires de la cobertura vegetal, no solo para su alimentación sino como refugio y protección contra depredadores (MAVDT y UNAL 2005).

En el Parque Los Nevados, se ha estimado que existe actualmente una población de 105 individuos por lo que se debe incrementar su hábitat disponible, mantener e implantar zonas de conexión entre estas, así como la declaración de nuevas áreas para garantizar

la sobrevivencia de la especie, ya que hasta el momento estas áreas son insuficientes para mantener una población viable de dantas (MAVDT y UNAL 2005).

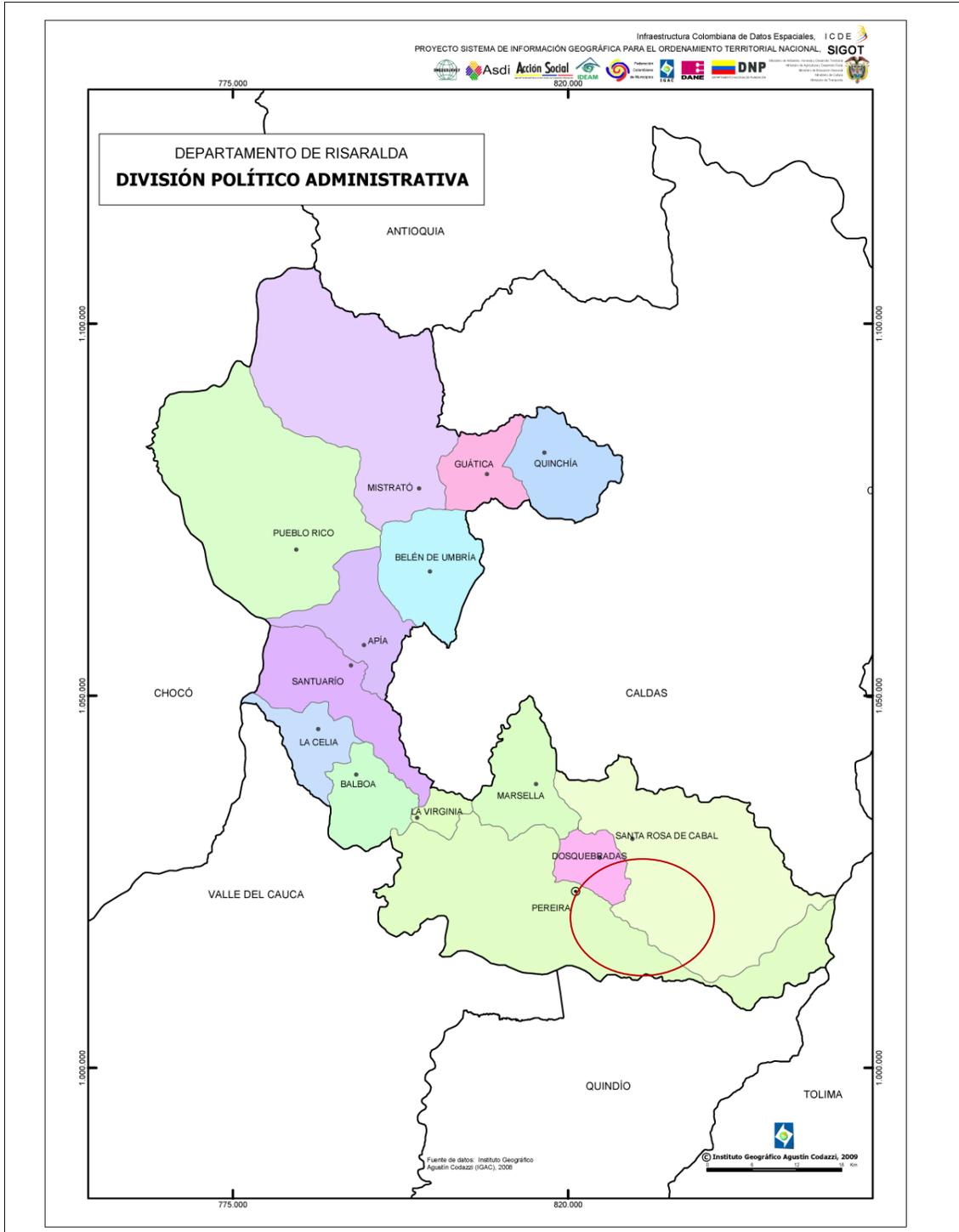
3. Metodología

3.1 Área de Estudio

La Cuenca del río Otún se encuentra ubicada en el flanco Occidental de la Cordillera Central, en el departamento de Risaralda (Figura 3), entre los municipios de Pereira, Santa Rosa de Cabal y Dosquebradas. Nace en el caño Alsacia, afluente de la Laguna del Otún, a 3980 msnm y desemboca en el río Cauca a los 875 msnm. La cuenta total tiene una superficie de 480,61 Km², el área del presente trabajo abarca una superficie de 187,61 Km² (García 2009).

El clima está determinado por la zona de convergencia intertropical y por la circulación del Valle del río Cauca, siendo las precipitaciones bimodales, con medias superiores a 24° C, en la planicie del Cauca, hasta zonas con temperaturas medias de 6° C en la parte alta e incluso áreas de nieves perpetuas en la cumbre de la Cordillera Central (García 2009).

Figura 3: Ubicación del área de estudio de la danta, departamento de Risaralda. Fuente: IGAC.



3.2 Metodología

Para el desarrollo y validación del presente trabajo, se contó con datos de presencia para la danta (*Tapirus pinchaque*), en la Cuenca Media y Alta del Río Otún departamento de Risaralda, en el eje cafetero colombiano, facilitados por el doctor Diego Lizcano quien ha trabajado con dicha especie desde 1997 y los cuales fueron obtenidos de dos collares de GPS ubicados en dos individuos en el año 2006.

Uno de los métodos para establecer calidad de hábitat y distribución consisten en emplear datos obtenidos con collares con GPS, para determinar la presencia de la especie. Estos datos, arrojan un juego de puntos de presencia obtenidos a partir de un collar instalado en un individuo, el cual envía los registros de las zonas por donde se desplaza (White y Garrot 2001). Los puntos debieron ser transformados de coordenadas geográficas a planas con ayuda del programa ARCGIS 9.3.

Inicialmente para abordar el primer objetivo y determinar cuáles covariables del hábitat y del paisaje se relacionan con la presencia de la especie, se evaluó la distribución de los datos de la especie, para establecer la fracción de unidades de muestreo en el paisaje donde la especie en cuestión está presente o no, asumiendo que el lugar donde se encuentre y sean más frecuentes las ubicaciones hace parte del hábitat de la danta. Estos resultados se tomaron como covariables de hábitat que ayudaron a determinar calidad de hábitat y fueron insumo para diseñar la conectividad funcional.

La distribución de las presencias se determinó de acuerdo con las técnicas de patrones puntuales y según el tipo de agrupación que presentaron los datos (agregada, regular o aleatoria), evaluándose partiendo del supuesto de completa aleatoriedad espacial (CSR), distribuidos independientemente del espacio donde siguen un Proceso Homogéneo de Poisson según lo propuesto en la teoría de patrones puntuales. Se evaluó la distribución de los datos con la función `ppp` del paquete `spatstat` del R (R Development Core Team 2010), donde se visualizó la distribución espacial de los eventos de los dos collares, para dar una idea inicial del comportamiento de los datos en la zona de estudio. Posteriormente, se empleó la función `cuadracount` del R, para detectar si la media del número de las apariciones por unidad de área es constante. Se calculó una prueba de bondad de ajuste chi-cuadrado con la función `PChi` y una prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov con la función `kstest` para verificar CSR frente a la alternativa que no hay aleatoriedad espacial.

La prueba de cuadrantes es bastante sensible al tamaño y forma de los cuadrantes por lo que se emplean los métodos basados en distancias dentro del análisis estadístico espacial de los datos, ellos consisten en la determinación de la distancia entre eventos y eventos cercanos y determinar de manera aproximada como es su distribución de probabilidad. Se empleó la función con base en distancias `distmap` y las G y F, con ayuda de la instrucción `Gest` y `Fest`. ArcGIS por su parte, cuenta con un módulo estadística espacial donde igualmente se pueden realizar algunos cálculos para determinar aleatoriedad espacial (*average nearest neighbor*), empleando métodos de distancia euclidiana, tomando una línea recta entre dos puntos y el algoritmo Manhattan, mediante la distancia entre dos puntos medidos a lo largo de los ejes en ángulo recto y calcula sumando las diferencias (absoluta) entre el punto de coordenadas. Para calcular el agrupamiento de los datos emplea la función *high/low clustering*, que emplea el algoritmo Getis-Ord.

Posteriormente, se realizaron estimaciones de la intensidad de primer orden del fenómeno por medio de un kernel gaussiano con las funciones *density*, *contour* y *persp K* y se calculó la intensidad de segundo orden con las funciones *K* de *Ripley* (*kest* y *gest* del R y en ArcGIS).

Para relacionar los elementos del paisaje con el análisis de la tendencia de los puntos donde se reporta presencia de danta, se incluyeron como insumos cartográficos la cartografía oficial de los Ecosistemas continentales, Costeros y Marinos de Colombia (IDEAM *et al.*, 2007) para las capas de cobertura, los productos realizados por la Corporación Autónoma Regional de Risaralda, la Empresa Aguas y Aguas y el Instituto CIEBREG, para la hidrografía, vías y presencia de asentamientos humanos y con el Modelo de Elevación Digital (DEM) de 30 m nacional, para obtener las alturas y pendiente de las ubicaciones, a escala 100.000 (30 metros de tamaño de pixel). Cada capa constituye una covariable a evaluar, las cuales se categorizaron como capas naturales (capas de cobertura, pendiente, distancia a ríos y alturas) y como capas de disturbios que pueden afectar la presencia de la especie, a aquellos elementos de origen antrópico como la distancia más cercana a vías y cabeceras municipales (Lizcano 2002). Dichos atributos se han reportado en la literatura como condicionantes de la presencia y sobrevivencia de las especies a nivel general, para un total de seis covariables a evaluar (cobertura, altura, pendiente, distancia a ríos, distancia a vías y distancia a cabeceras).

Para cada coordenada obtenida con los collares de GPS, se calculó la distancia más cercana a ríos, vías y cabeceras con el ArcGIS 9.3. Las pendientes se estimaron con base en el DEM y la extensión *Spatial analyst – slope*. Posteriormente, con ayuda de la extensión *Hawth's Tools - Intersect point tools*, se cruzaron los puntos con las capas de cobertura, el DEM para alturas y los cálculos de pendiente, para asignar a cada coordenada de presencia de la danta, el atributo correspondiente y así construir una tabla que por cada ubicación se contara con los diferentes elementos del paisaje o covariables. Los atributos se evaluaron de forma exploratoria usando estadísticos como la media, máximos y mínimos, cuartiles, box-plot e histogramas para conocer que patrón presentaban.

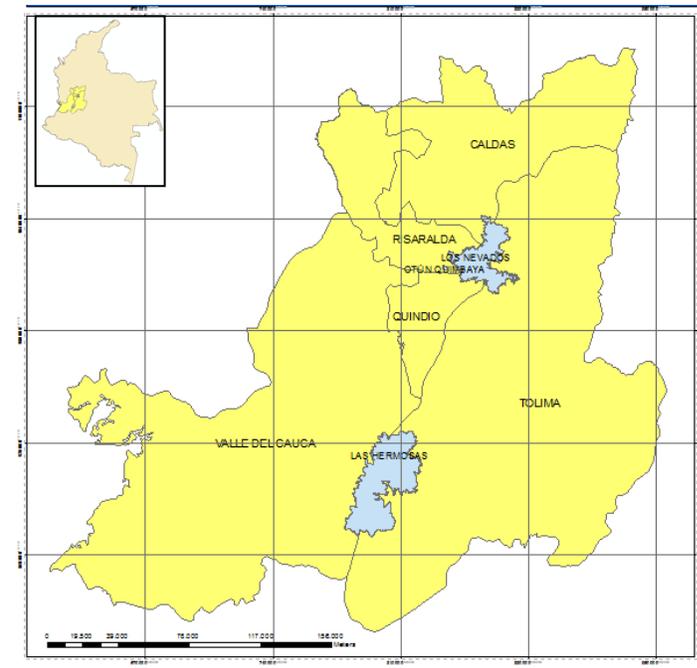
Se realizó un análisis de los elementos del paisaje que rodean los datos obtenidos con los collares; se tomó como zona de estudio para el análisis estructural del paisaje los polígonos de las coberturas naturales de la cuenca alta y media del río Otún y el Parque Los Nevados y se evaluó la cantidad de área ocupada por cobertura. Posteriormente, se calcularon las métricas estructurales del paisaje con la extensión *Patch Analyst* de *Fragstats* interfase de ArcGIS, las cuales arrojan estadísticos de forma, borde, tamaño y área a nivel de paisaje o a nivel de clases o coberturas como un indicador inicial para el análisis de conectividad estructural.

Una vez evaluados los patrones de los puntos por distribución y según los atributos del paisaje, se emplearon técnicas de autocorrelación espacial para evaluar el comportamiento de las covariables mencionadas con respecto a su ubicación, mediante matriz de ponderaciones y la evaluación de correlación y dependencia espacial para identificar los factores más relevantes y asignar ponderaciones a cada una de ellas. Para ello, se realizó un análisis de autocorrelación espacial para el cual se crearon matrices de pesos con ayuda del programa GeoDA (Anselin *et al.*, 2004), empleando como criterio el umbral de distancia Euclidiana para coordenadas planas dado que los datos no eran grillados. Dicha matriz posteriormente se empleó para calcular los índices de

autocorrelación de Geary y Moran (Aldstadt y Getis 2008). Se representó el diagrama de dispersión rezagado “*Scatter plot*” de las coordenadas X y Y para visualizar una nube de puntos formada por las dos coordenadas y que ajusta las ubicaciones a la pendiente de la recta. Se cuantificó el índice univariado de Moran y se comparó con los valores de la distribución que sigue realizando una aleatorización con 99 permutaciones. El contraste I de Moran muestra el patrón de los datos a nivel global, sin embargo, éste es un valor global que puede presentar variaciones a nivel local (estacionariedad intraregional). En este caso, a nivel global se puede presentar una distribución aleatoria, pero en algunas regiones pueden existir agrupaciones espaciales o agrupaciones atípicas. Por esta razón, la autocorrelación de Moran global se complementa calculando el contraste Local de Moran para los puntos y las covariables. Lo obtenido del análisis de autocorrelación espacial sirvió de insumo para establecer valores de resistencia necesarios para determinar la conectividad funcional.

Para establecer por medio de herramientas de análisis de patrones espaciales estructurales y funcionales la conectividad para la especie (objetivo dos), se escogió una zona más amplia a la empleada en el análisis de patrones puntuales, con el fin de “extrapolar” las covariables identificadas en la cuenca del río Otún, a otras zonas de presencia reportada de danta y así modelar la conectividad. Se tomó como área los departamentos de Valle del Cauca, Tolima, Quindío, Risaralda y Caldas (Figura 4), donde se calcularon las métricas de estructura que se emplean para determinar la conectividad estructural (conectividad y cohesión) y que están disponibles en el programa *Fragstats*. Inicialmente se realizó una reclasificación de las coberturas presentes en la capa de ecosistemas de Colombia y se trabajaron diferentes umbrales de distancias para medir la conectividad.

Figura 4: Ubicación de la zona de trabajo para evaluar la conectividad (Fuente: elaboración propia).



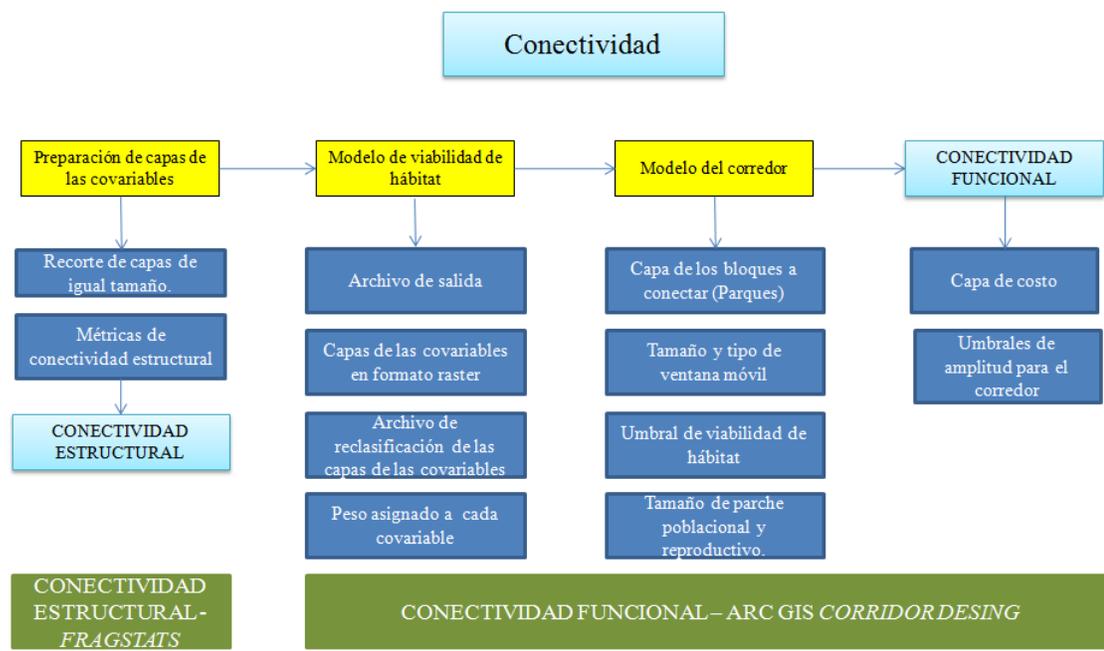
Una vez realizado el análisis de autocorrelación, es posible obtener un criterio para asignar los pesos y valores de reclasificación a cada una de las covariables incluidas, para modelar la conectividad funcional de la danta. El *corridor design* (Majka *et al.*, 2007) presenta tres módulos, uno para preparación de las capas, otro para modelar el hábitat y finalmente el módulo para desarrollar el corredor. Todas las capas se recortaron del mismo tamaño y posteriormente, se creó un raster de las distancias a ríos, vías y cabeceras, con la distancia euclidiana del ArcGIS y se les calculó un buffer de 100m para poder ser incluidos dentro de los análisis (Figura 5).

Como insumo para desarrollar las rutas de conectividad funcional, en el módulo de modelamiento del hábitat se emplearon: 1) las capas en formato raster de cobertura, elevación (DEM), pendiente, distancia a vías, cabeceras y ríos, 2) un directorio en el cual se almacenen las salidas obtenidas del programa, 3) archivos de ponderación de las seis covariables (o **factores** como se denomina en el extensión) según lo obtenido en el análisis de autocorrelación. Esto permite obtener un mapa de viabilidad de hábitat, que es tomado como un análisis de permeabilidad en donde se obtiene el costo de moverse a través del paisaje (Beier *et al.*, 2008).

Para crear los archivos de clasificación de las covariables, se reclasificó cada una empleando como criterio la autocorrelación, los valores extremos, la media, los cuartiles y frecuencias de los histogramas, subdividiendo en intervalos los valores que presenta la capa en raster de cada covariable y así asignar un valor de clasificación a cada intervalo, siendo asignado el mayor valor de ponderación a la clase donde se encontraba mayor frecuencia de valores. Para cada covariable, según los requisitos del programa se debe

construir un archivo .txt con dichos valores de reclasificación que se asignarán para construir el modelo de menor costo para trazar el corredor.

Figura 5: Herramientas de análisis de patrones espaciales estructurales y funcionales para establecer la conectividad para la especie.



Se modeló el corredor, en el que el *Corridor desing* recalcula un mapa de parches dentro de los bloques de conservación escogidos, para definir un punto de partida y otro de llegada, usando ventanas móviles rectangulares, en el que se incluyen umbrales de calidad de parches de hábitat y tamaños mínimos poblacionales a medio y largo plazo. Se incluyeron los bloques o zonas a conectar (Majka *et al.*, 2007), en este caso el archivo de los Parques Nacionales Los Nevados y Las Hermosas donde se ha reportado la presencia de la especie (Lizcano *et al.*, 2002) y se tomó una ventana móvil rectangular de 1000 m y umbrales de viabilidad de hábitat de 50, los valores mayores a este umbral consideran al hábitat viable y los menores inviables.

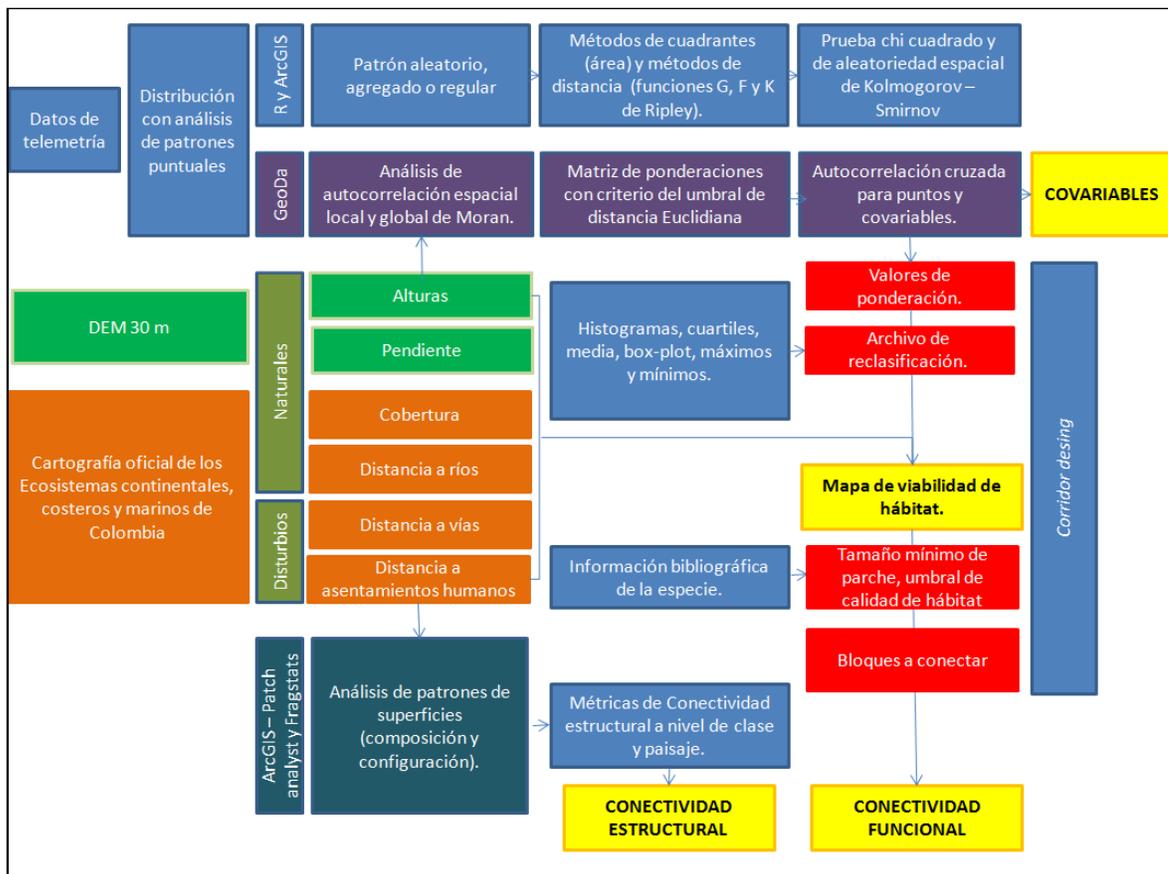
Según lo reportado en la literatura, se escogió un tamaño de parche de 80.000 ha, para las zonas que se consideran viables a mediano plazo y que permiten la presencia de dantas, pero que no se considera como el tamaño mínimo viable para una población y un tamaño de 300.000 ha. que es el área estimada para garantizar la sobrevivencia y reproducción a largo plazo, es decir, considerada como el tamaño mínimo poblacional. Estos valores buscan reclasificar los tamaños de parches según la capacidad de albergar poblaciones o simplemente servir como zonas de sobrevivencia (Majka *et al.*, 2009).

Finalmente, se obtuvo una capa con diferentes niveles de resistencia o costo, con los valores incluidos en el modelo, en el cual las zonas con altos valores de viabilidad presentan un costo de resistencia menor. Asimismo, se obtienen capas del uno al diez por ciento de ancho del corredor y una capa de punto de llegada del corredor (Majka *et al.*, 2009).

4. Resultados

La metodología de análisis espacial con base en SIG, calidad de hábitat y distribución para determinar el modelo de conectividad espacial, correspondiente al objetivo tres se presenta en resumen en la siguiente figura (6):

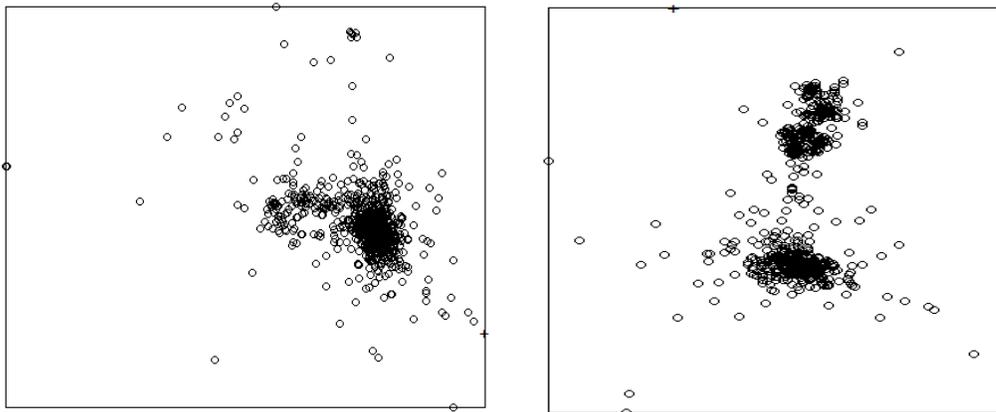
Figura 6: Modelo de la metodología de análisis espacial con base en SIG, calidad de hábitat y distribución para determinar un modelo de conectividad espacial.



4.1 Análisis de Patrones Puntuales

Los collares arrojaron 3281 puntos para el primer collar y 1101 para el segundo. Para el primer collar se obtuvo una densidad promedio de 0.000694 puntos y para el segundo 0.000262 puntos analizados en una ventana rectangular correspondiente a los puntos extremos obtenidos para las coordenadas (Figura 7). Para el total de puntos existe una densidad promedio de 0.000668.

Figura 7: Representación de los puntos obtenidos para el collar número uno (a) y dos (b).

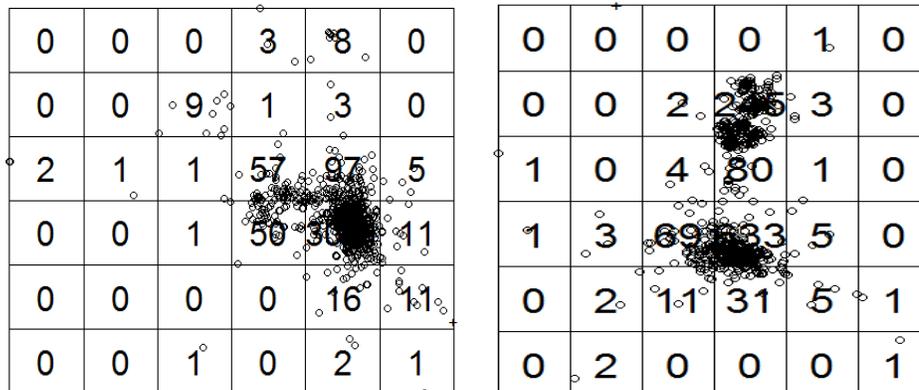


a.

b.

Según el método de conteo del número de eventos por cuadrantes (polígonos dentro de la región de estudio) de la función cuadracount del R, en una zona subdividida en 36 cuadrantes de análisis se obtuvo para el primer collar 3003 puntos agrupados hacia el centro oriente y para el segundo collar se presentaron dos grupos de datos uno hacia el norte y otro más al sur con 245 y 633 puntos respectivamente para los 36 cuadrantes (Figura 8).

Figura 8: Análisis de intensidad por cuadrantes para el collar 1 (a) y 2 (b).



a.

b.

Según la función `pChi` del R se rechaza la hipótesis de CSR ya que el valor p es menor al nivel de significancia del 5% (Tabla 3).

Tabla 3: Valores de prueba de hipótesis de chi-cuadrado

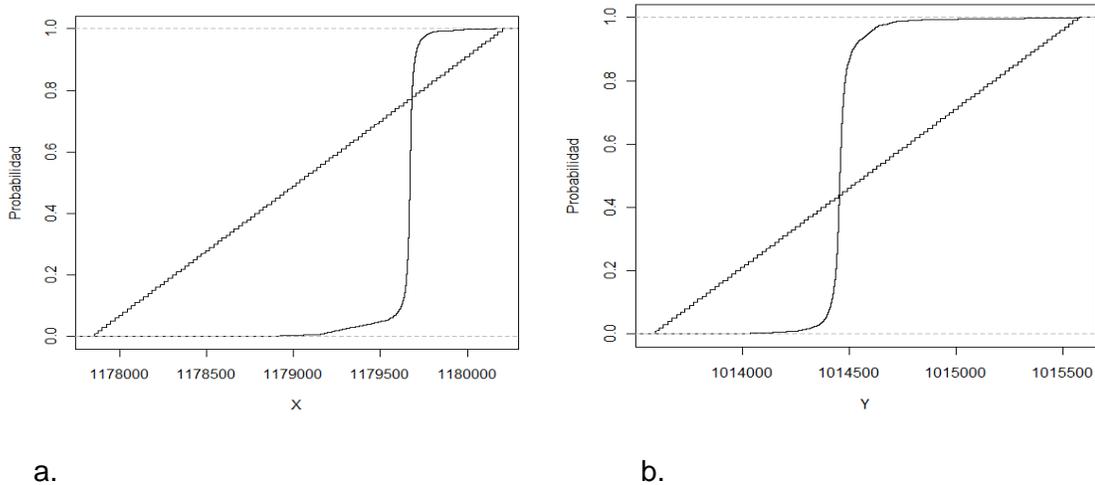
	Collar 1	Collar 2
χ^2	95709.22	14366.87
Grados de libertad	35	24
Valor p	< 2.2e-16	< 2.2e-16

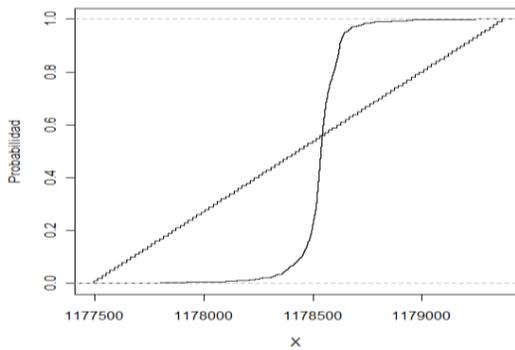
Adicionalmente, según la prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov realizada con la función `kstest`, ambos collares se alejan de la distribución uniforme (Tabla 4, Figura 9).

Tabla 4: Valores de la prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov.

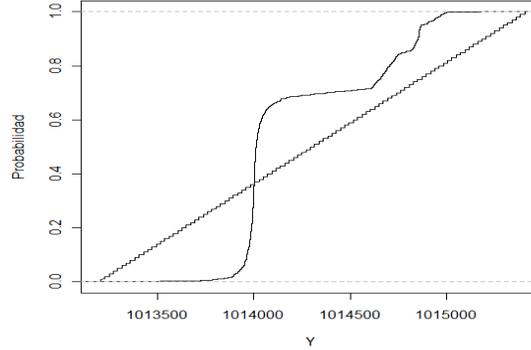
	Collar 1		Collar 2		Todos
	X	Y	X	Y	
D	0.6702	0.45	0.43	0.2973	0.43
Valor p	< 2.2e-16				

Figura 9: Prueba de aleatoriedad espacial de Kolmogorov – Smirnov realizada para las coordenadas X y Y para el collar 1 (a y b) y 2 (c y d).





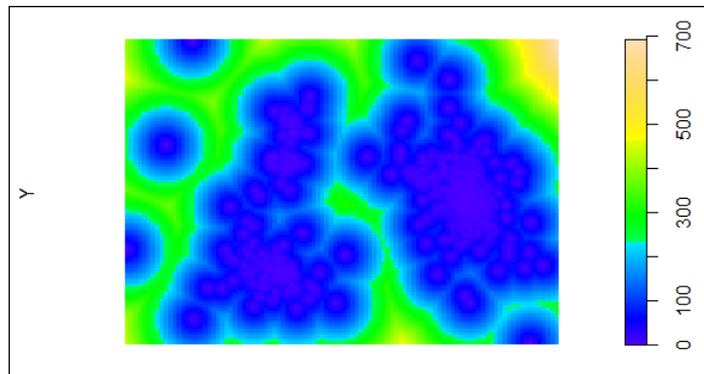
c.



d.

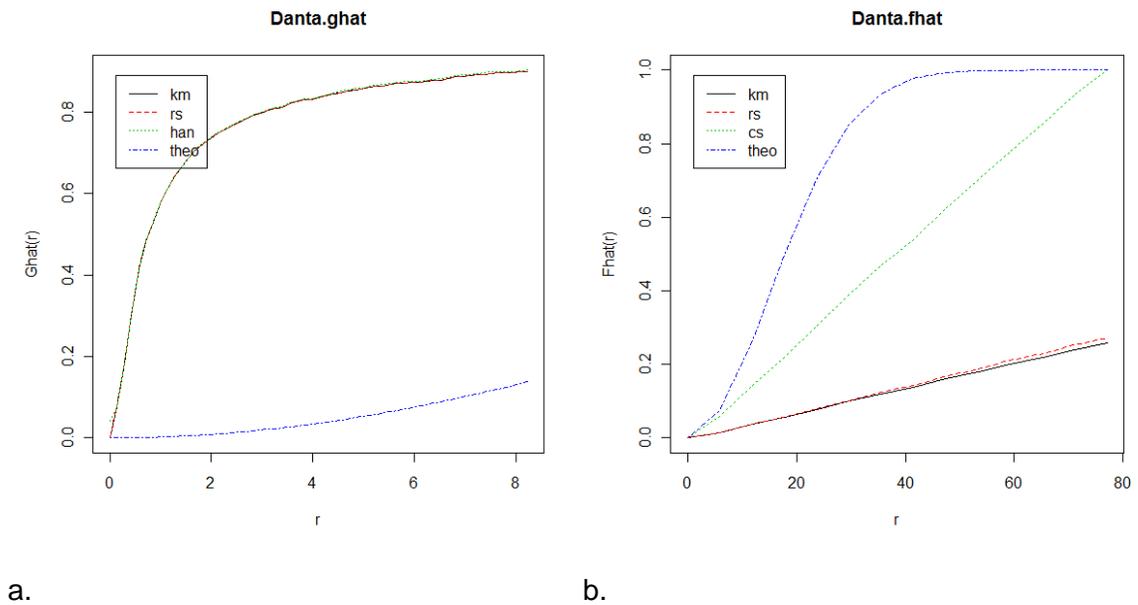
Inicialmente, se realizaron mapas de distancias con ayuda de la función `distmap`, en donde se observa el comportamiento de los eventos a medida que se alejan entre ellos notando la cercanía entre ellos dada la elevada agrupación (Figura 10).

Figura 10. Mapas de distancias para el collar uno y dos.



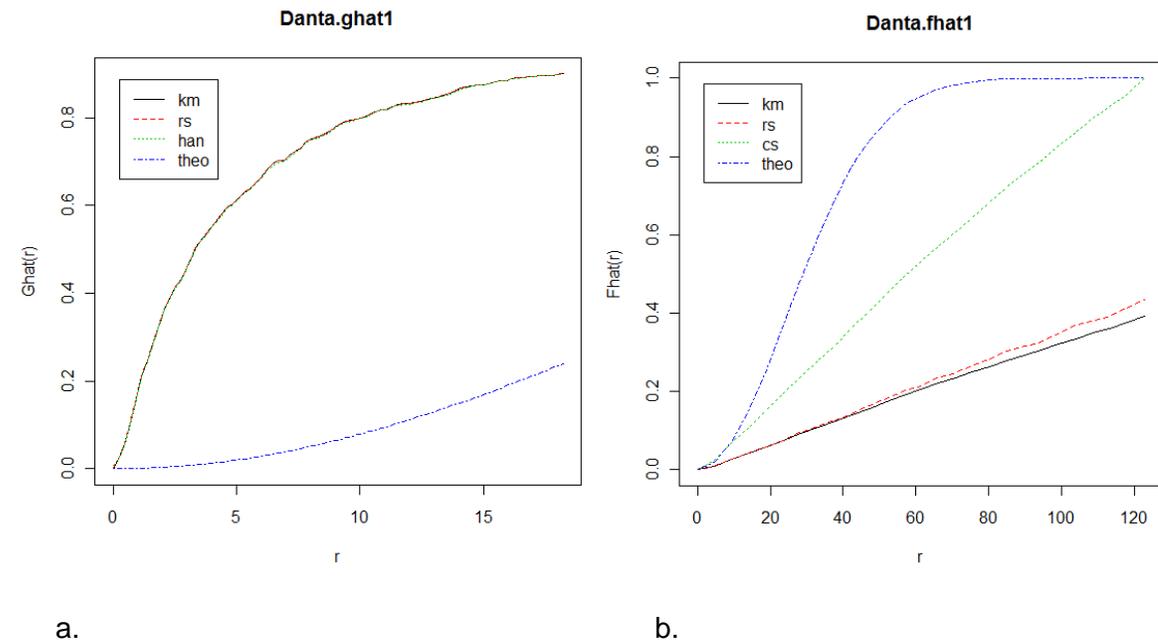
Para los collares se graficaron las funciones con base en distancias G y F , donde las apariciones de la danta en la zona de estudio indican que hay una agregación de los eventos en el espacio. En el caso de la función G (a) para todos los rangos de distancias las estimaciones de las distribuciones empíricas sobrepasan la distribución teórica, y en el caso de la función F (b), para todas las distancias las estimaciones con base en las apariciones están por debajo de forma teórica bajo un proceso CSR (Figura 11).

Figura 11: Funciones Ghat y Fhat de las apariciones de la Danta para el primer collar.



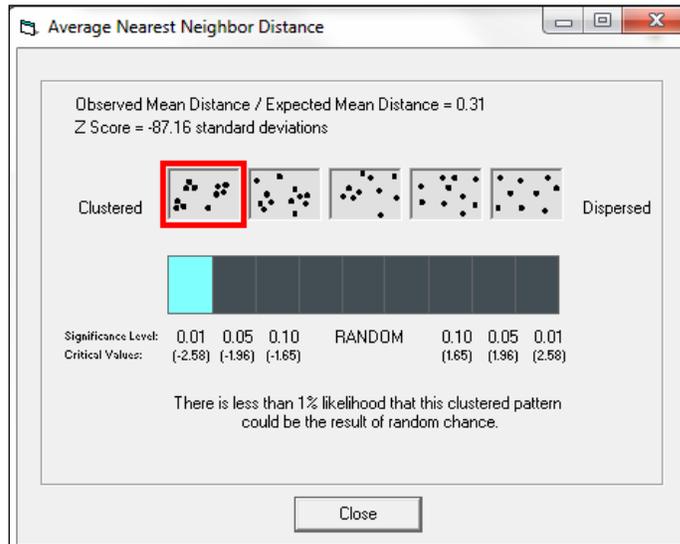
Para los datos del segundo collar, se obtuvieron los mismos patrones para ambas funciones G y F, estando las observaciones por encima de la curva teórica en la función G y por debajo en la función F (Figura 12). De igual forma ocurrió para todos los datos.

Figura 12: Funciones Ghat y Fhat de las apariciones de la Danta para el segundo collar.



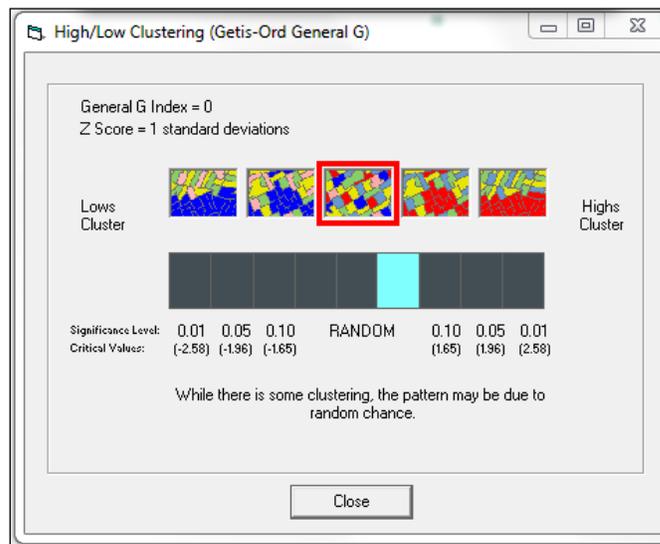
La función *average nearest neighbor*, reporta un patrón agregado de los datos para los eventos con un 99% de probabilidad y una distancia promedio entre puntos de 0.31 (Figura 13).

Figura 13: Resultado de la prueba de distancia del vecino más cercano en ArcGIS.



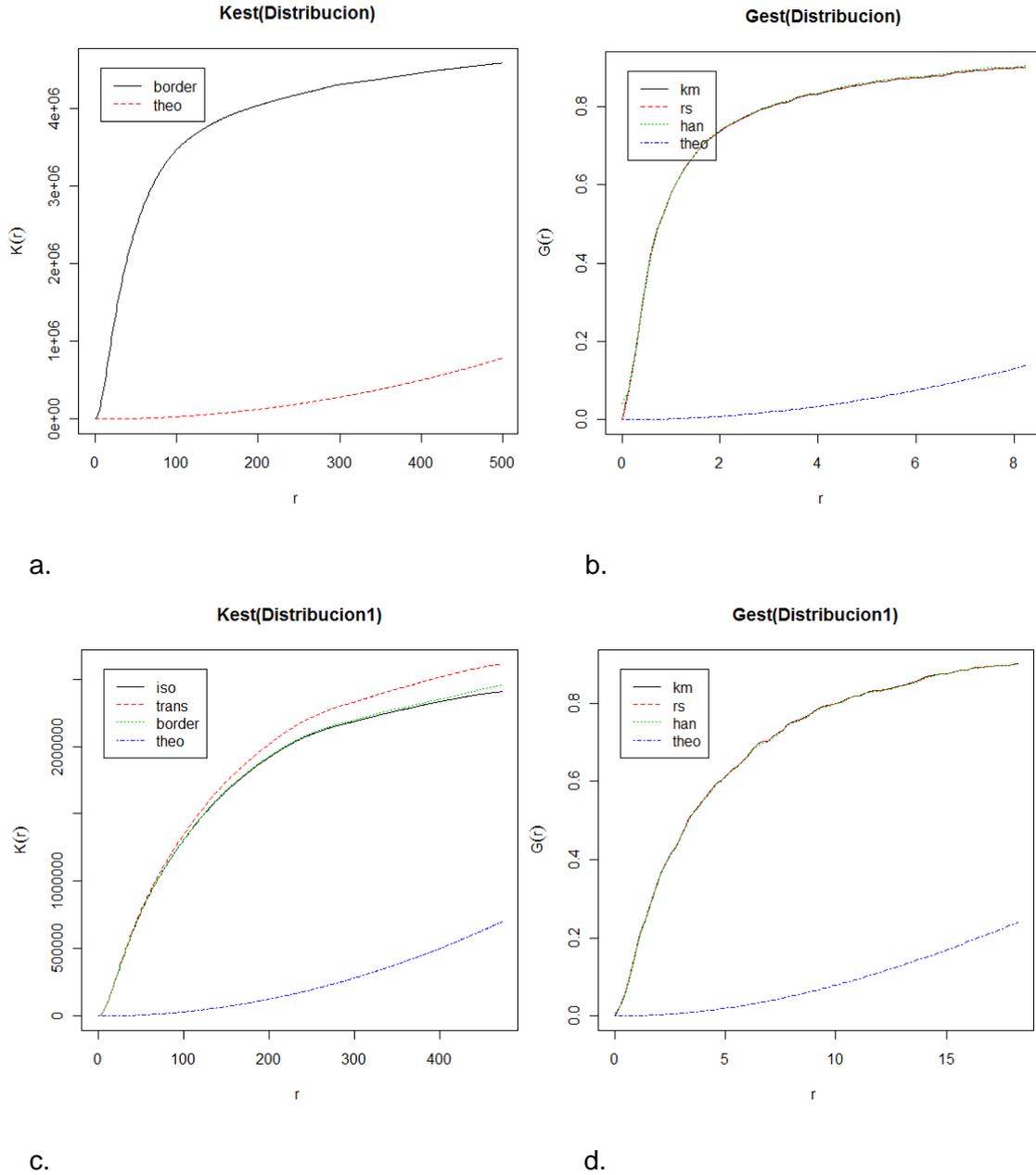
Posteriormente, el agrupamiento de los datos, como una medida de concentración en el área de estudio de la función *high/low clustering*, muestra que los eventos son agrupados igualmente, aunque se acercan a un patrón aleatorio debido a que el valor de Z es mayor que el valor de p (Figura 14).

Figura 14: Prueba *high/low clustering* Getis-Ord en ArcGIS.



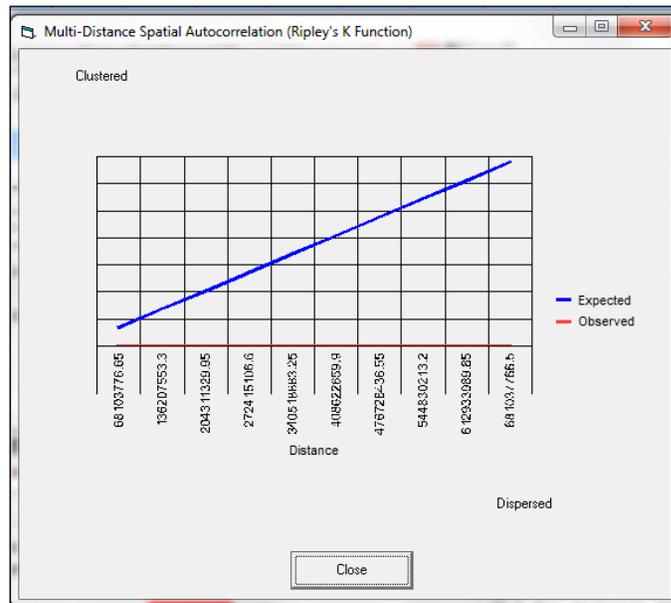
Según la función K de *Ripley* se observa que los valores empíricos sobrepasan los valores teóricos bajo un proceso CSR, por lo cual se concluye lo mismo que en los casos anteriores, que las apariciones parecen provenir de un proceso de agregado (Figura 15).

Figura 15: Funciones Kest y Gest de las apariciones de la Danta para el collar uno (a y b) y el collar dos (c y d).



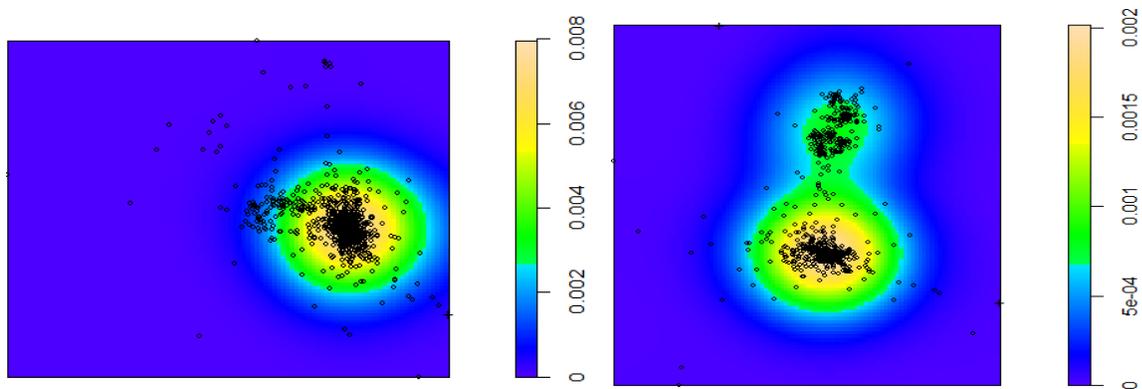
De igual manera, en ArcGIS donde se observa la misma tendencia del resultado obtenido en el R (Figura 16).

Figura 16: Función K de Ripley obtenida en ArcGIS.

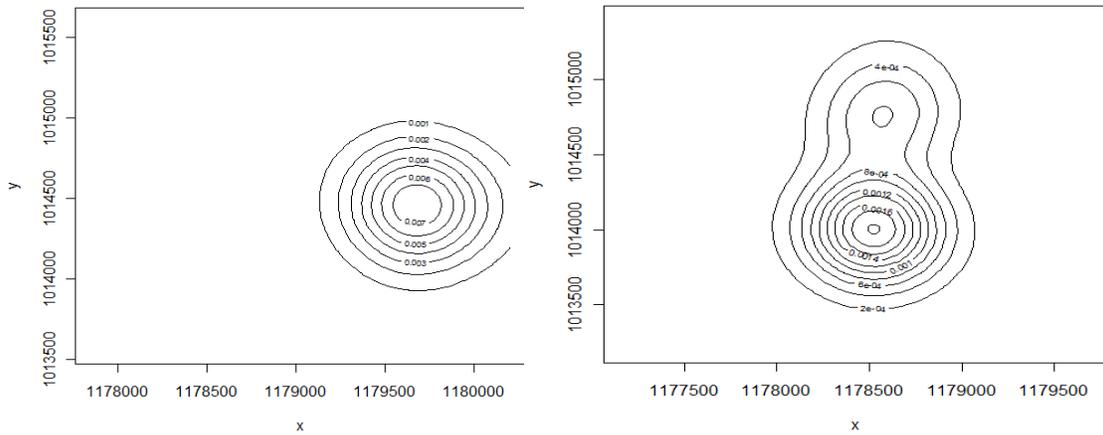


Posteriormente, se realizaron estimaciones de la intensidad del fenómeno por medio de un kernel gaussiano, que para el caso del primer collar se observa las mayores intensidades del fenómeno hacia la zona este de la región de estudio (Figura 17).

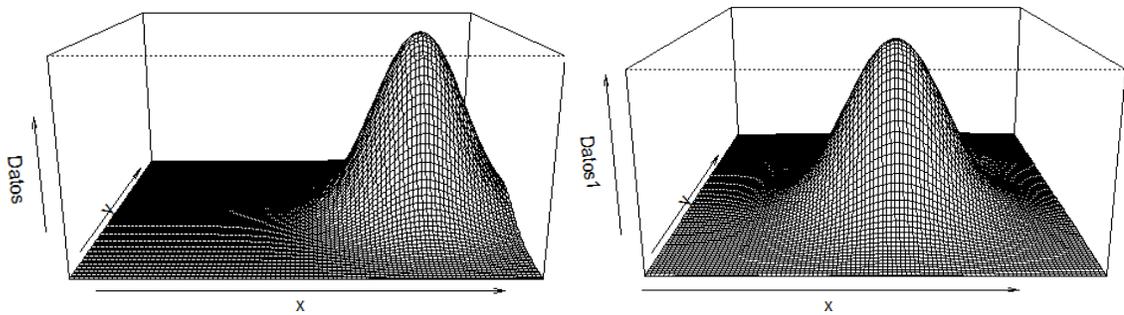
Figura 17: Estimación de intensidad con kernel gaussiano con las funciones density (a), contour (b) y persp K (c) del R para el collar uno (izquierda) y dos (derecha).



a.



b.



c.

4.2 Análisis de los Eventos en el Paisaje

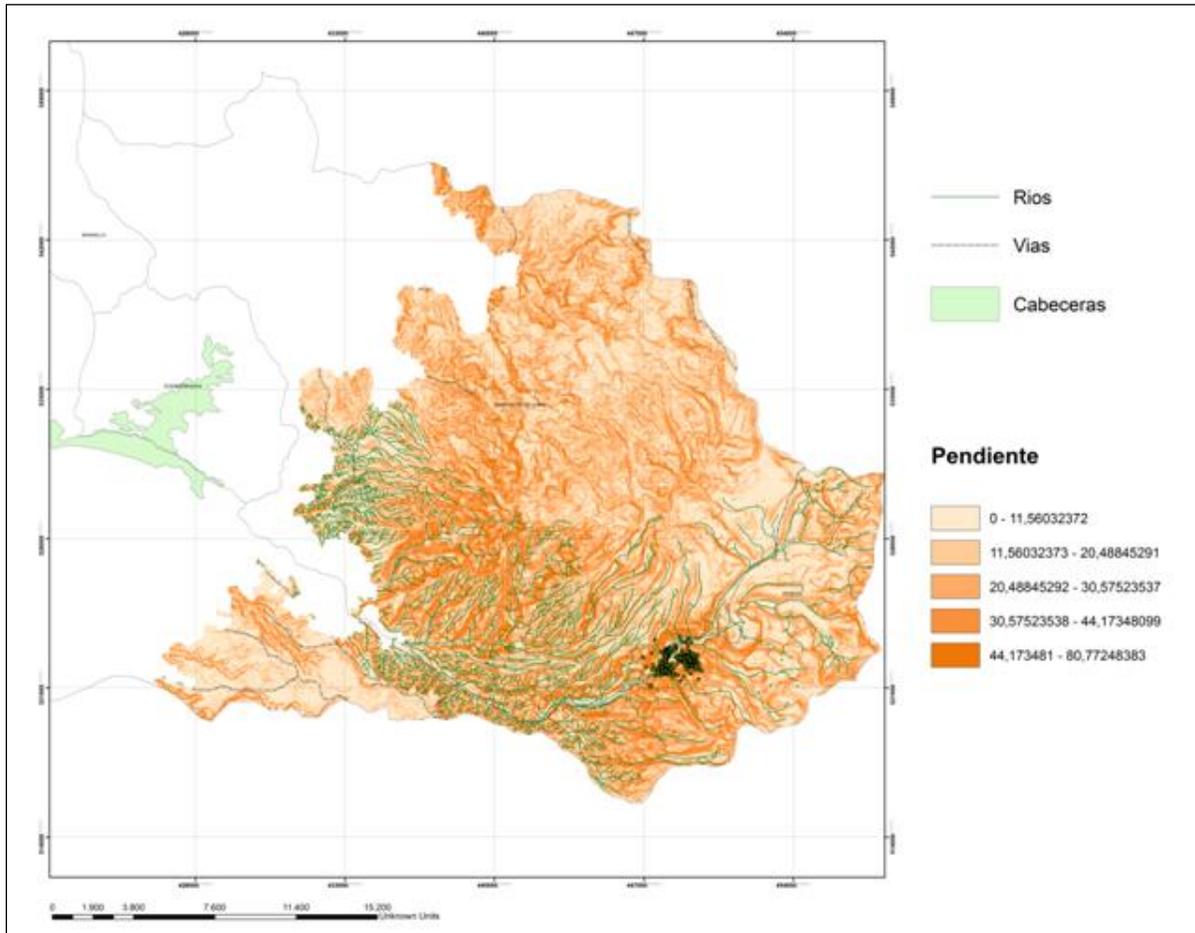
Dentro del análisis de los elementos del paisaje que rodean los datos obtenidos con los collares, se obtuvo una matriz de datos para los puntos, asociada con las capas del paisaje con la que se realizó el análisis exploratorio de los datos y que serán empleados dentro de los valores de reclasificación para el modelo de conectividad funcional (Tabla 5).

Tabla 5: Muestra de la matriz de datos elaborada para los datos de presencia de danta en la zona.

y	x	Cobertura	cobnum	dist_rios	dist_vias	dist_cabe	pendiente	altura
522964,395843	448486,680438	Arbustales	1	84,3967	48,4016	22473,2000	10,0304	2987
522900,812483	448522,350685	Arbustales	1	20,8661	117,2730	22528,3000	5,0512	2981
522928,494796	448447,509595	Arbustales	1	99,1880	42,9058	22448,5000	7,8610	2984
522763,430275	448140,873087	Arbustales	1	28,8003	85,0368	22217,8000	6,2551	2942
522443,723731	448002,486211	Bosques naturales	2	30,0179	32,0084	22203,2000	2,3859	2895
523220,152794	448716,961282	Arbustales	1	108,1900	41,1915	22605,6000	16,4289	3037

Del total de puntos, 4141 se ubicaron en zonas de bosques naturales y 242 en Arbustales. Las fuentes de agua es una variable de elevada presencia en la zona, sobre todo en la ubicación de los puntos, por lo que en promedio presenta una distancia de 750 m; en el caso de las alturas, los eventos ocurrieron en promedio a 3123 m, y la capa de pendientes presentó inclinaciones entre 0 y 80° (promedio = 28,24; Figura 18).

Figura 18: Mapa de pendientes de la zona obtenido a partir del DEM (Fuente: Propia).



En cuanto a la distancia a los disturbios, por la zona pasa una vía de tercer nivel alrededor de la cual se encuentran ubicados los puntos, sin embargo no es de alto tránsito, por dicha razón en promedio la vía está en promedio a 784 m; las cabeceras municipales más cercanas son el casco urbano de Pereira y de Dosquebradas, que en promedio están ubicados a 2.3 km (Tabla 6).

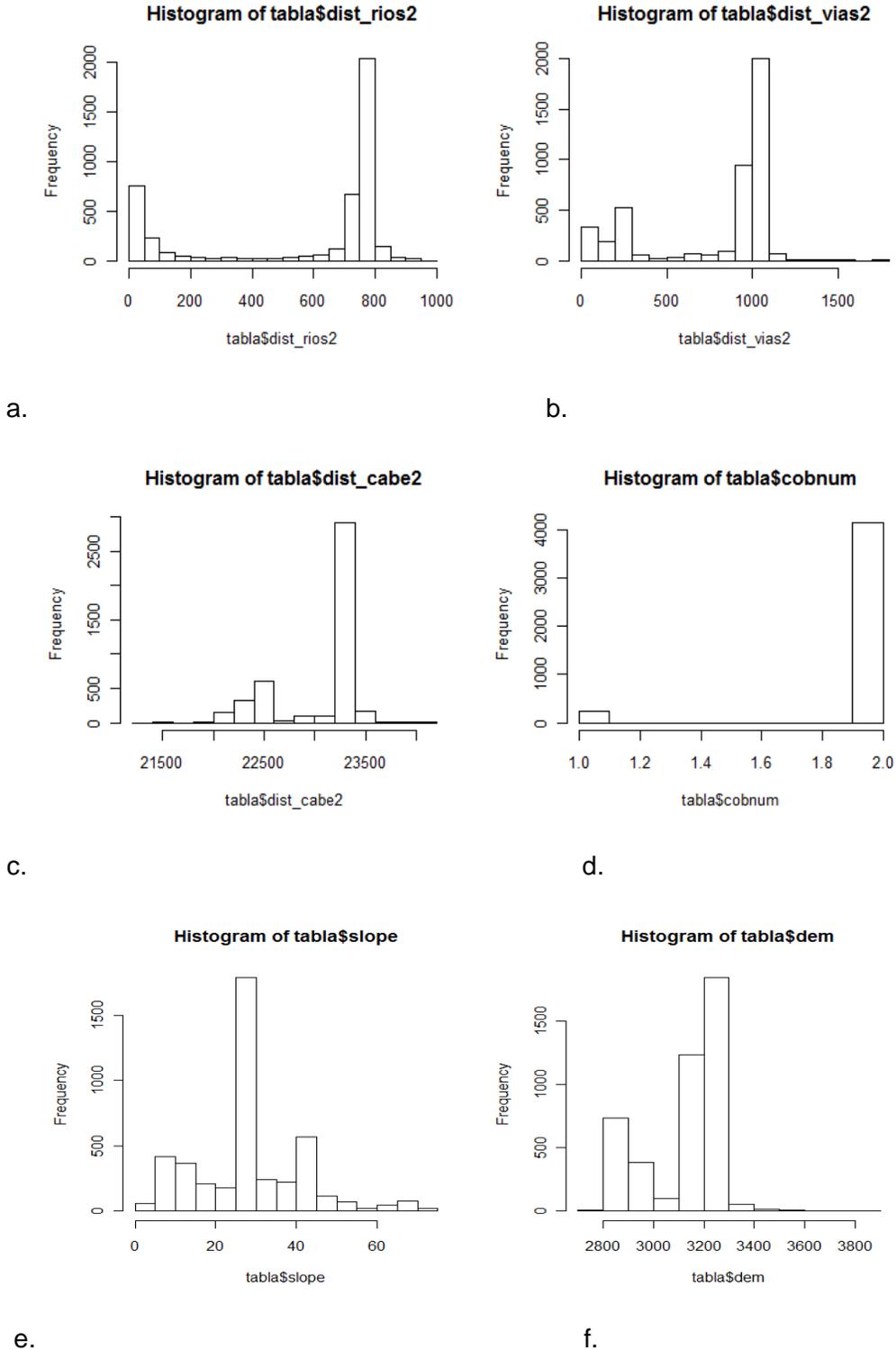
Tabla 6: Estadísticos básicos para cada uno de los atributos especiales evaluados.

	Distancia a ríos	Distancia a vías	Distancia a cabeceras	Alturas	Grados de pendiente
Mínimo	0.024	0.405	21271	2725	0.955
1er cuartil	185.477	372.306	22608	2984	21.430
Mediana	750.605	997.547	23339	3197	29.131
Media	561.515	783.253	23087	3123	28.241
3 er cuartil.	768.377	1015.210	23354	3232	36.409
Máximo	959.619	1783.460	24032	3808	73.039

De igual manera, los histogramas muestran que la mayoría de los datos están agrupados hacia ciertos valores, aunque existen unos pocos atípicos (Figura 19). La distancia a ríos presenta una concentración de eventos hacia los 800 metros y otros hacia los cero y 750 metros, lo que indicaría que en periodo de tiempo en el que se tomaron los puntos de GPS, los individuos se mantuvieron relativamente alejados de las fuentes de agua (Figura 19 a). La distancia a vías en su mayoría fue superior a los mil metros de las ubicaciones, lo que muestra que la especie en general evita la vía, pero eventualmente transito muy cerca de ella ya que no es una vía de uso frecuente ni de gran porte (Figura 19 b).

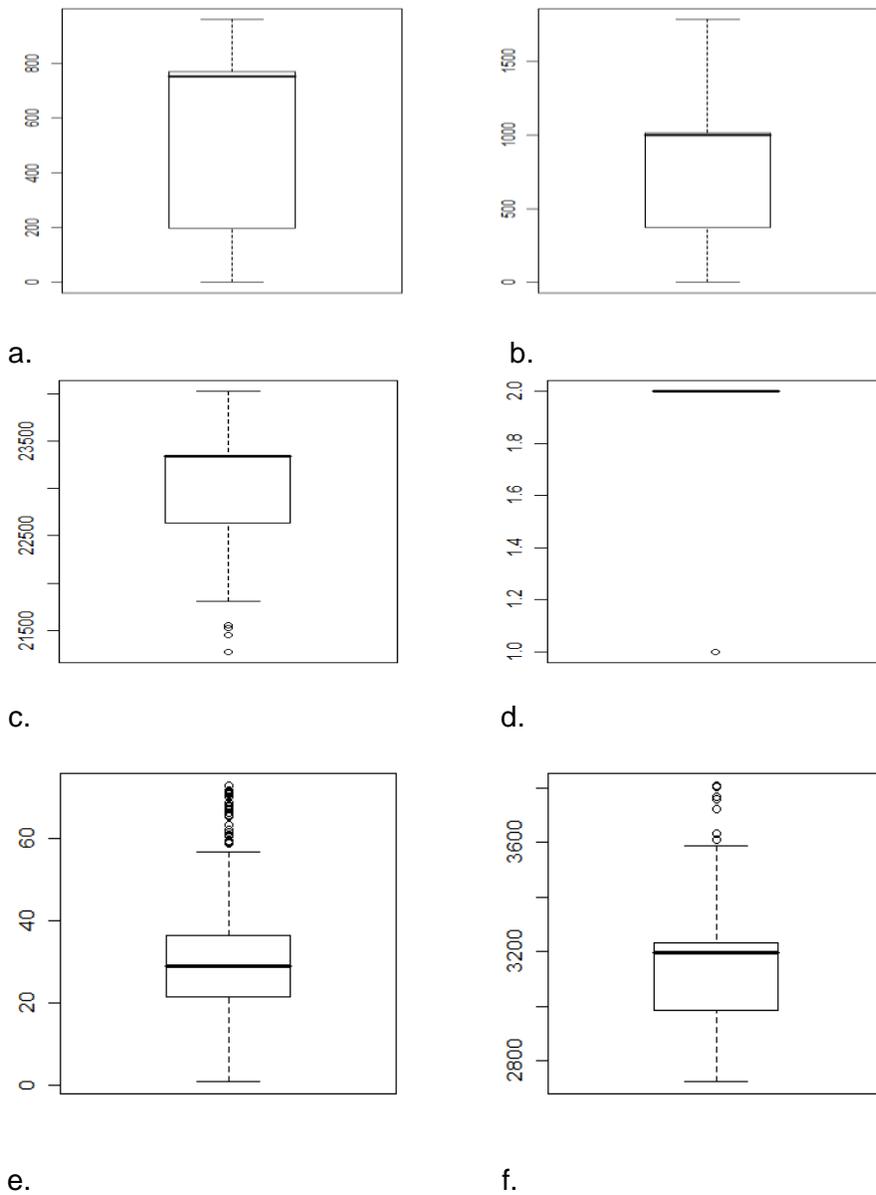
Por su parte, las cabeceras municipales se encontraron aproximadamente a 23 km de las ubicaciones, aunque algunos puntos se presentaron a 22 km, sin embargo esto mostraría que la especie no se encuentra en zonas cercana a asentamientos humanos grandes (Figura 19 c). Las presencias por tipo de cobertura, se agruparon hacia las zonas de bosques y unas muy pocas hacia las zonas de subpáramo, por lo que en la zona la danta estaría usando en mayor medida los bosques (Figura 19 d). En cuanto a las pendientes y alturas, presentaron valores no tan agrupados hacia un determinado valor, no obstante la especie estaría frecuentando zonas no tan pendientes (mayor frecuencia hacia los 25 grados) entre los 2800 y 3300m, especialmente hacia los 3200m (Figura 19 e y f).

Figura 19: Histogramas de distribución de las variables (a = distancia a las fuentes de agua, b = distancia a las vías, c = distancia a las cabeceras, d = cobertura, e = pendiente, f = altura).



Para los diagramas de caja se puede observar, que los valores más simétricos y que presentan menos dispersión son los que corresponden a las distancias a las cabeceras municipales aunque presente algunos datos atípicos; la mayoría de los datos se encuentran cercanos a la media, aunque no distribuidos simétricamente sobre ella y con presencia de algunos datos atípicos, en especial en el caso de la altitud – DEM; la cobertura presenta una agrupación hacia los bosques, que es la que predomina y unos pocos datos atípicos, que corresponden a la cobertura de páramo (Figura 20).

Figura 20: Diagramas de caja para cada variable a) distancia a ríos, b) distancia a vías, c) distancia a cabeceras, d) cobertura, e) pendiente y f) altitud.



Según el análisis de vecindad Getis–Ord, el valor Z resultante indica donde las observaciones con valores altos o bajos se agrupan espacialmente. Para valores de Z estadísticamente positivos, más grande es el valor de Z y más intensa es la agrupación (*hot spot*) y viceversa (*cold spot*). Los valores altos de Z se presentaron en la distancia a ríos, la altitud y cobertura, con un alto agrupamiento y las vías y pendiente bajo agrupamiento ($p = 0.01$). Las distancias a las cabeceras municipales ($p = 0.33$) fueron las únicas que presentaron un patrón aleatorio (Tabla 7).

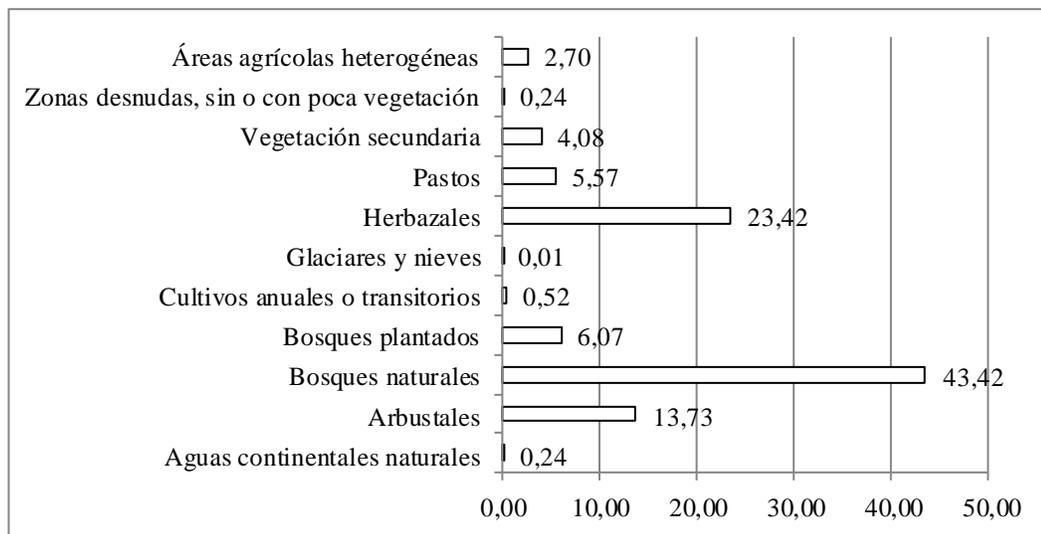
Tabla 7: Análisis de vecindad Getis-Ord realizado en ArcGIS para las covariables.

Covariable	p	Índice Getis-Ord	Z (D.E)
Distancia a ríos	0.01	0.0298	28.28
Distancia a vías	0.01	0.0207	-3.4
Distancia cabeceras	0.33	0.0229	0.97
Pendiente	0.01	0.0191	-11.35
Altitud	0.01	0.0237	37.9
Cobertura	0.01	0.0239	18.78

4.3 Análisis Estructural Del Paisaje

Se tienen para el área de estudio un total 52.400 Ha de 10 tipos de cobertura, siendo la de mayor extensión la de Bosque Natural (43.42%), seguida de la vegetación de páramo con el 23.42% y los arbustales con el 15.94% (Figura 21, Tabla 8).

Figura 21: Área (porcentaje) de las coberturas presentes en la cuenca alta y media del río Otún.



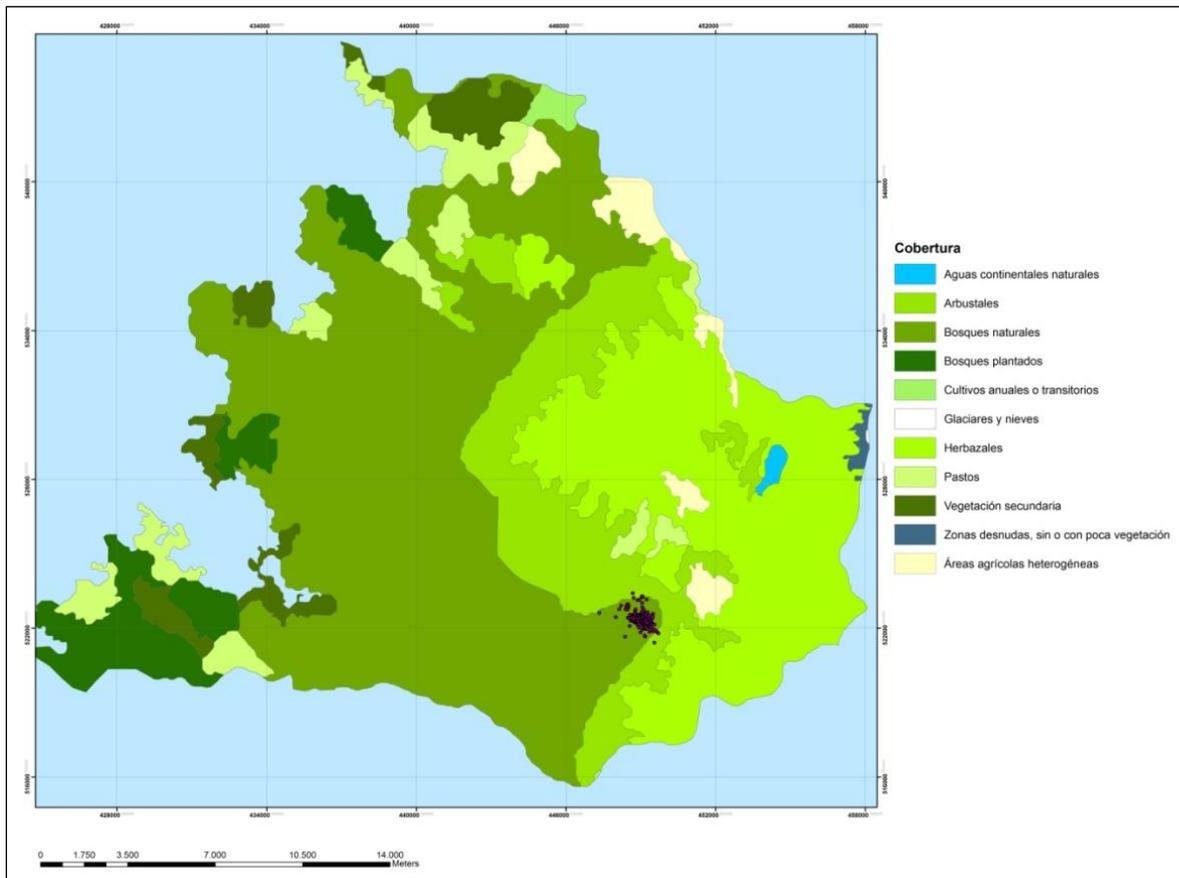
Según los usos y cobertura de la zona, gran parte esta constituida por coberturas naturales ubicadas hacia el oriente, que progresivamente se van haciendo más intervenidas por la cercanía con la ciudad de Pereira y Dosquebradas. Estas zonas intervenidas se caracterizan por presentar pequeños parches dedicados en su mayoría a los cultivos a pesar de la presencia del Parque Nacional Los Nevados (Figura 22).

Tabla 8: Coberturas presentes en área que rodea a los puntos.

Cobertura	Área(m2)
Aguas continentales naturales	1236818,21
Arbustales	71959527,70
Bosques naturales	227533587,91
Bosques plantados	31816588,99
Cultivos anuales o transitorios	2730608,78
Glaciares y nieves	52587,27
Herbazales	122696083,52
Pastos	29200912,30
Vegetación secundaria	21357181,69
Zonas desnudas, sin o con poca vegetación	1270317,93
Áreas agrícolas heterogéneas	14143174,36
TOTAL	523997388,67

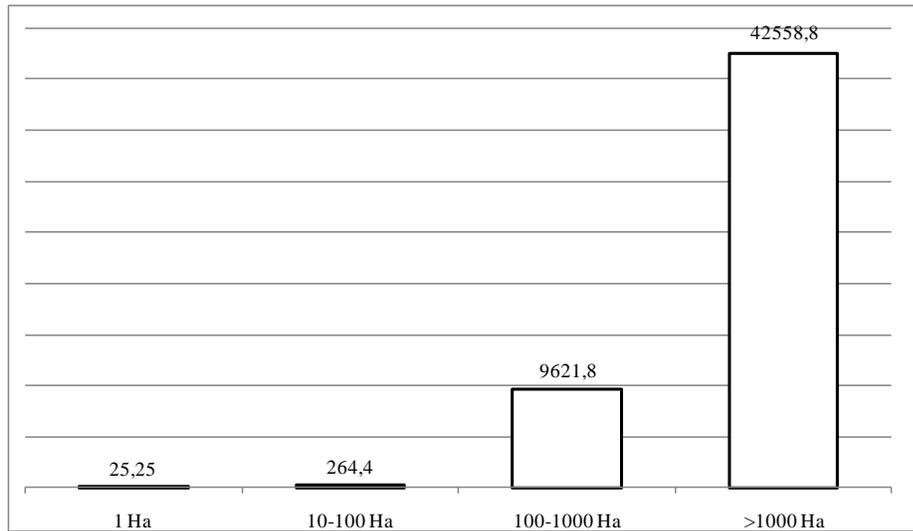
Como se puede observar en la figura 22, las ubicaciones de los eventos de las presencias de la danta, se situaron hacia la zona oriental, donde se encuentran los parches de vegetación más conservados del Parque Nacional Natural Los Nevados. Estas zonas corresponden a bosques naturales, que hacia el oriente dan paso a herbazales y arbustos de páramo y posteriormente a las zonas del nevado del Tolima. Asimismo, hacia el occidente se encuentran zonas de bosques secundarios, bosques plantados y pastos naturales en cercanía con los asentamientos humanos.

Figura 22: Mapa del uso y cobertura de la zona de estudio (Fuente: Elaboración propia).



El 91% de los parches de la zona corresponden a tamaños mayores de 1000 ha, el 7.9 % a parches de entre 100 y 1000 ha, un 0.79 son parches de entre 1 y 10 ha y el 0.13% son parches de menos de una hectárea (Figura 23). En general se puede observar que las coberturas donde predominan las presencias, mantienen tamaños de parche relativamente grandes y que son muy pocos los de menos a 1 ha, siendo un indicio inicial de qué tan fragmentada es la zona si estos parches no fueran coberturas naturales.

Figura 23: Número de hectáreas presentes para las clases de tamaños de áreas.



4.4 Métricas De Paisaje.

Según las métricas estructurales del paisaje como un indicador inicial para el análisis de conectividad estructural (Tabla 9), se obtuvieron un total de 52.400 ha (TLA, *Total landscape area*) y se reportaron un total de 45 parches (**Pnum**) en toda la zona de estudio. Típicamente un paisaje más fragmentado se caracteriza por presentar mayor número de parches, pequeños y aislados (Apan *et al.*, 2000), por lo que esta medida puede ser un indicador de fragmentación del paisaje (ANEXO 1).

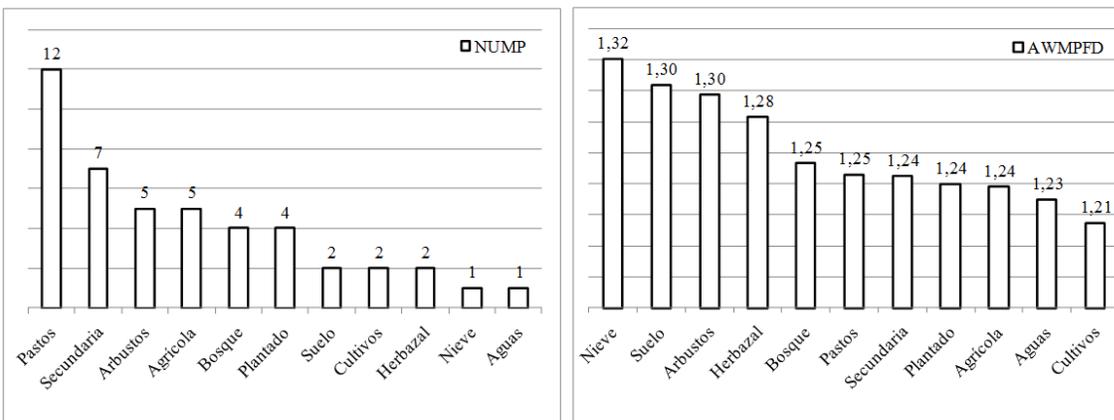
Tabla 9: Métricas arrojadas con la extensión *Patch Analyst*.

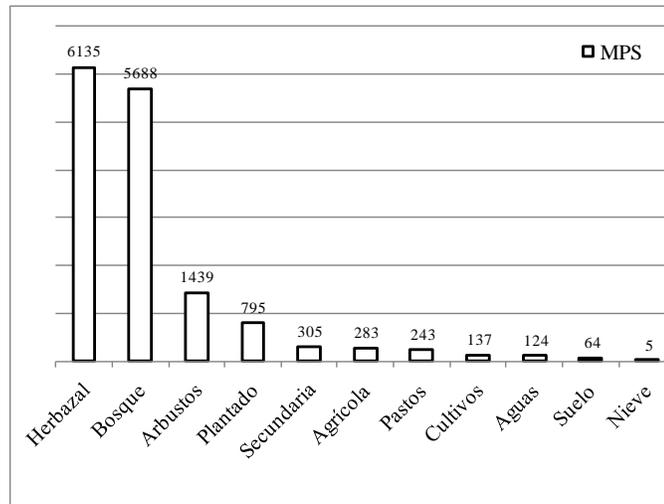
Clase	Métricas	Métricas de forma					Densidad de parches y métricas de tamaño				Área		
		AWMSI	MSI	MPAR	MPFDA	WMPFD	MPS	NumP	MedPS	PSCoV	PSSD	TLA	CA
Aguas continentales naturales		1,38	1,38	44,10	1,23	1,23	123,68	1,00	123,68	0,00	0,00	52399,74	123,68
Arbustales		3,99	2,42	46,14	1,28	1,30	1439,19	5,00	161,66	171,11	2462,54	52399,74	7195,95
Bosques naturales		3,20	2,14	82,45	1,27	1,25	5688,34	4,00	180,37	169,46	9639,41	52399,74	22753,36
Bosques plantados		2,03	1,73	24,18	1,23	1,24	795,41	4,00	452,62	78,02	620,58	52399,74	3181,66
Cultivos anuales o transitorios		1,37	1,32	113,00	1,25	1,21	136,53	2,00	136,53	96,15	131,28	52399,74	273,06
Glaciares y nieves		1,61	1,61	249,20	1,32	1,32	5,26	1,00	5,26	0,00	0,00	52399,74	5,26
Herbazales		3,90	2,79	21,05	1,26	1,28	6134,80	2,00	6134,80	93,80	5754,31	52399,74	12269,61
Pastos		1,81	1,77	590,61	1,30	1,25	243,34	12,00	224,81	68,90	167,67	52399,74	2920,09
Vegetación secundaria		1,89	1,82	48,76	1,25	1,24	305,10	7,00	247,78	75,48	230,28	52399,74	2135,72
Zonas desnudas, sin o con poca vegetación		2,34	1,76	122,20	1,28	1,30	63,52	2,00	63,52	91,26	57,96	52399,74	127,03
Áreas agrícolas heterogéneas		1,71	1,76	40,56	1,24	1,24	282,86	5,00	257,85	46,32	131,02	52399,74	1414,32

El **SDI** (*Shannon's Diversity Index*) obtuvo un valor de 1.59, lo que indica que hay una baja heterogeneidad en el número de parches de la zona (Mcgarigal y Marks 1995). El **SDI** (*Shannon's Diversity Index*) es una medida de diversidad de parches a nivel de paisaje, que será igual a cero si hay un solo parche e incrementa a medida que aumenta el número de parches. En este caso, se obtuvo un valor de 1.59, lo que indica que hay una baja heterogeneidad en el número de parches de la zona (Mcgarigal y Marks 1995). En cuanto a la densidad promedio de parches y las métricas de tamaño, el **MPS** (*Mean Patch Size*) o el tamaño promedio de parches corresponde a un valor de 1164,44 (**PSSD**, *Patch Size Standard Deviation* $DE = \pm 3738,65$) y una mediana de 257,85 (**MedPS**, *Median Patch Size*). La desviación estándar arrojó valores altos, por las diferencias entre los tamaños de los parches, lo que indica una alta dispersión de los tamaños. En este caso, los parches que afectan estos valores corresponden a las coberturas más intervenidas como las áreas agrícolas, pastos y bosques plantados.

A nivel de clase, el mayor número de parches los presentaron los pastos y la vegetación secundaria, en el caso de los bosques en la zona existen cuatro parches y para los arbustales cinco. Con respecto a los índices de forma, en general los valores tienden a uno y en el caso de los cultivos y zonas agrícolas, las formas son irregulares debido a la topografía del terreno. En cuanto al tamaño, en promedio los parches más grandes son los de bosque y los herbazales de páramo y en menor medida los suelos y la cobertura de nieve. En cuanto a los perímetros, presentan la misma tendencia que los índices de tamaño (Figura 24).

Figura 24: Métricas a nivel de parches obtenidas para las coberturas presentes en el área de estudio (PNUM = Número de parches, AWMPDF = *Area Weighted Mean Shape Index*, MPS = *Mean Patch Size*).





4.5 Métricas De Conectividad Estructural

De acuerdo a las métricas de conectividad a nivel de clase y del paisaje, para determinar la conectividad en términos estructurales, se reclasificaron las coberturas con valores a cero a aquellas que no son viables para la especie (sistemas productivos), 1 cuando presentan alguna viabilidad, 8 son viables (ecosistemas de páramo) y 10 altamente viables (bosques naturales). Igualmente dado que el programa permite incluir diferentes umbrales de distancias para medir la conectividad, se trabajaron distancias de 30 (mínimo tamaño de pixel), 100, 500 y 1000 m. con el fin de observar la respuesta del índice a diferentes distancias.

Los valores de conectividad tienden a 0 o poseen valores muy bajos en un paisaje dominado por una cobertura o un paisaje en el que los parches se encuentran muy poco conectados, tiende a incrementarse cuando aumenta el grado de conectividad y la dominancia de una cobertura. El Índice de cohesión de parches mide la conectividad física del paisaje y es muy sensible al grado de agregación y a la dominancia de las coberturas que conforman un paisaje determinado, se calcula en un rango de 0 a 100 y se incrementa a medida que la agregación y la agrupación de las coberturas aumentan (McGarigal y Marks 1995).

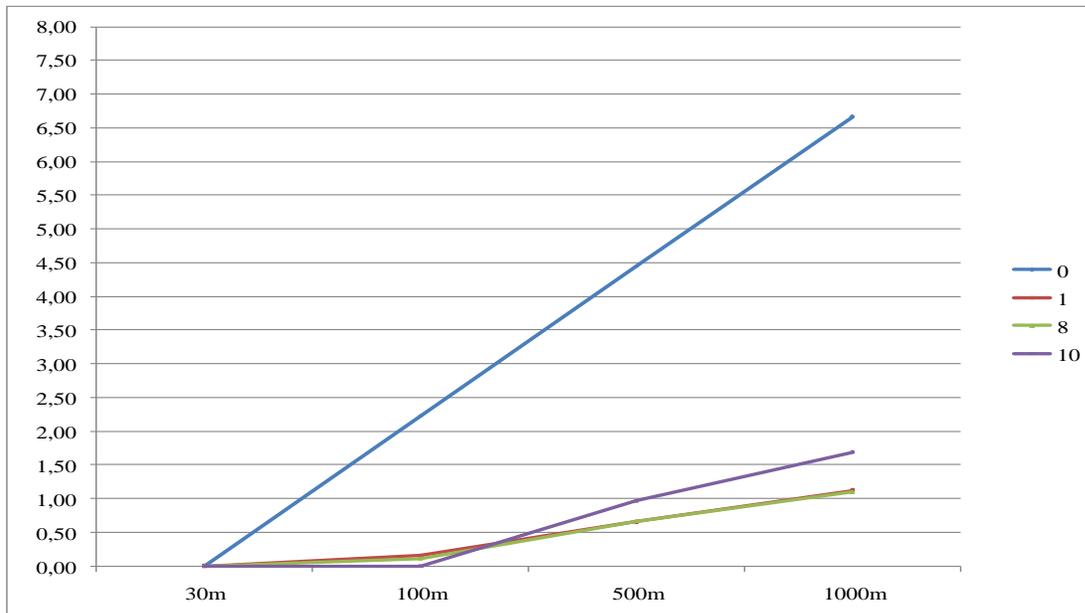
A nivel de paisaje, el índice de conectividad arrojó valores muy bajos ya que aunque son cuatro tipos de cobertura las que se emplearon en los análisis, las naturales se encuentran separadas entre sí y dominadas por una matriz antrópica. A medida que aumenta la distancia de análisis, el rango de búsqueda se hace más amplio incrementando así mismo la probabilidad de encontrar elementos del mismo tipo de cobertura. Sin embargo, al evaluar los resultados de la cohesión, considerando el perímetro de cada cobertura se obtienen valores muy altos constantes a medida que aumenta el umbral de distancia de cálculo (Tabla 10).

Tabla 10: Valores de los índices de conectividad y cohesión a diferentes distancias.

	CONNECT	COHESION
30m	0	99,9075
100m	0,1202	99,9075
500m	0,7078	99,9075
1000m	1,1885	99,9075

A nivel de análisis de clases, la cobertura más intervenida (1) aumentó su valor de conectividad con la distancia, en menor medida aumentó la cobertura de bosques (10) de alta viabilidad para la especie y en menor proporción aumentaron las zonas de páramo, esto podría estar relacionado con la presencia de pequeños parches al interior de los bosques que se detectan a menores distancia de análisis (Figura 25). Los valores de cohesión entre clases presentaron los mismos valores a medida que aumenta la distancia, todos cercanos al 99%.

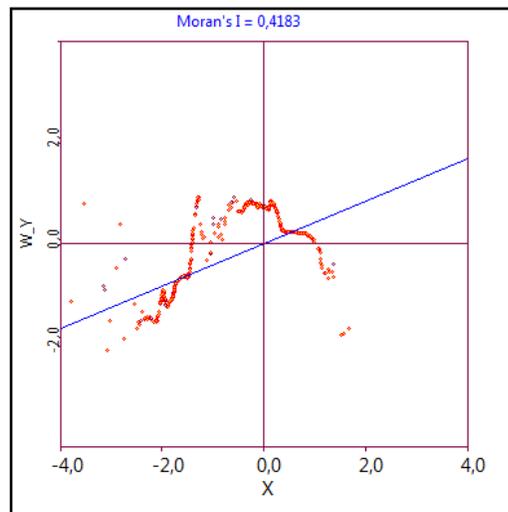
Figura 25: Valores del índice de conectividad a diferentes distancias por cobertura.



4.6 Análisis De Autocorrelación Espacial

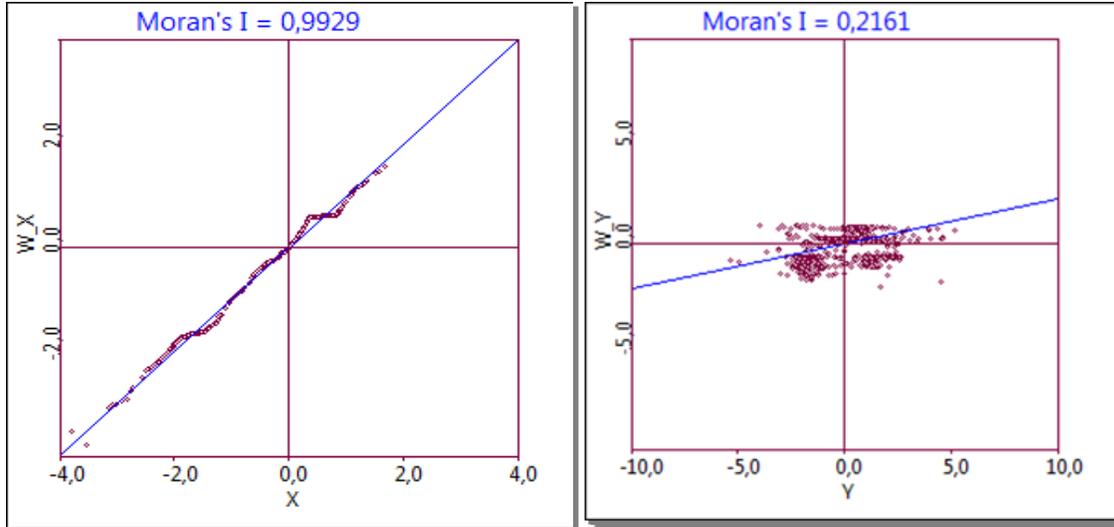
Según el diagrama de dispersión rezagado “*Scatter plot*” de las coordenadas X y Y el cual representa diferentes tipos de dependencia espacial, si la nube de puntos está dispersa en los cuatro cuadrantes, es indicio de ausencia de autocorrelación espacial o independencia, si hay concentración sobre la diagonal de los cuadrantes I y III, existe una elevada correlación espacial positiva y será negativa si pasa por los cuadrantes II y IV (Moreno y Vayá 2000). El primer cuadrante se encuentran los valores superiores a la media, en el segundo cuadrante están los valores inferiores a la media, en el tercer cuadrante se encuentran los valores inferiores a la media y en el cuarto valores superiores a la media, todos los valores de cada cuadrante son similares para sus vecinos. En este caso, si bien se observa una tendencia positiva en los datos agrupando los valores hacia el primer y tercer cuadrante, no se presenta relación positiva entre los puntos ($I = 0.41$) ya que los puntos se encuentran en los cuatro cuadrantes del gráfico y no muestran un ajuste con la recta (Figura 26).

Figura 26: Diagrama *Scatter plot* de las coordenadas X y Y.



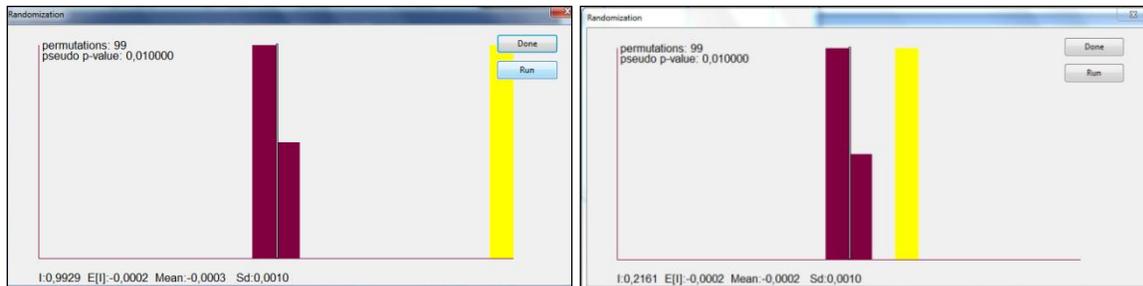
Según el análisis de autocorrelación especial, cada peso w_{ij} valdrá 1 si los puntos son vecinos y 0 en caso contrario. En este caso se tomó una distancia de 170 para considerar el número y la identidad de los vecinos a tener en cuenta. El índice univariado de Moran el cual arrojó una correlación altamente positiva ($I = 0.99$) para la coordenada X, con una nube de puntos muy cercana a la recta sobre los cuadrantes uno y tres, contrario a la coordenada Y ($I = 0.21$) que presenta una agrupación de puntos en los cuatro cuadrantes y ausencia de autocorrelación (Figura 27).

Figura 27: Diagrama de dispersión de autocorrelación de Moran para las coordenadas X y Y (en el eje de abscisas la X estandarizada y en las ordenadas el retardo espacial estandarizado).



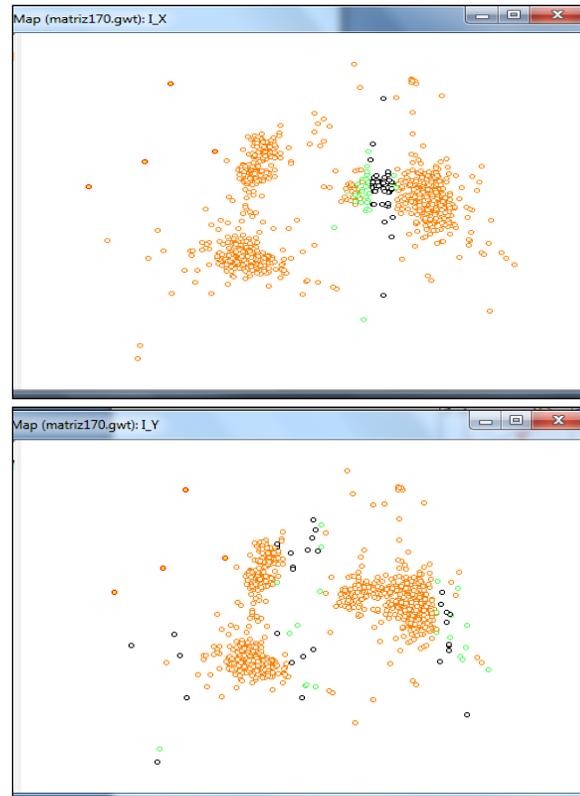
Para conocer si el valor de la I de Moran es significativo o no, se comparó con los valores de la distribución que sigue realizando una aleatorización con 99 permutaciones. En la parte inferior del gráfico se muestra el valor de la media y de la desviación estándar de la distribución de la I de Moran y en la parte superior del gráfico el pseudo valor de la probabilidad, asociado al valor obtenido por el contraste. Dentro del gráfico, se marca en amarillo donde se sitúa el valor del contraste. De esta forma, se observa que con una probabilidad de 0,01, la I de Moran es significativa, asumiendo que la X no se distribuye de forma aleatoria en el espacio sino que existe claramente un esquema de dependencia espacial positiva (Figura 28).

Figura 28: Aleatorización del índice de Moran para las coordenadas X y Y.



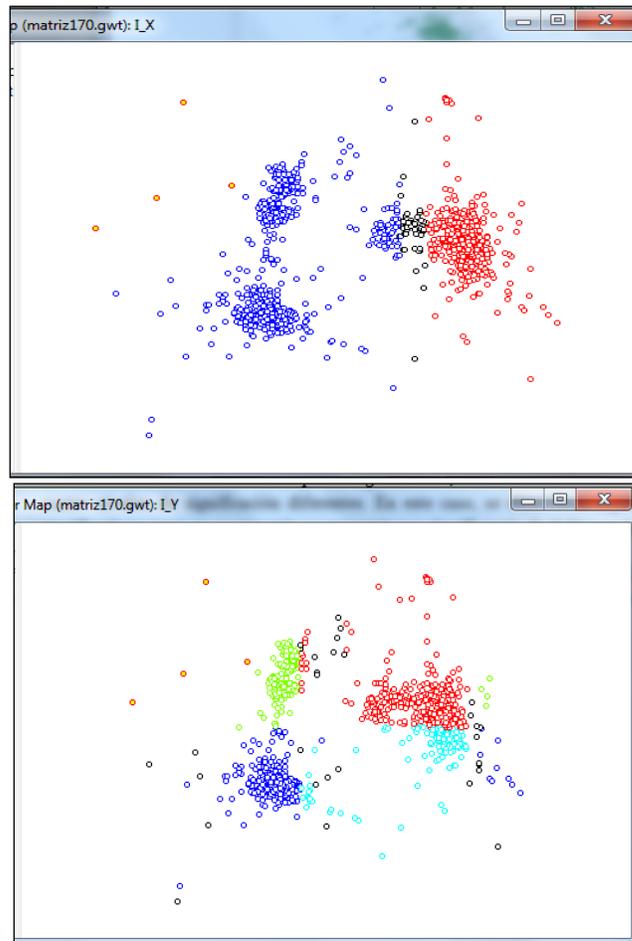
El contraste I de Moran arrojó un mapa de significación, con valores de contraste locales con cuatro niveles de significación diferentes. En este caso, se obtuvieron algunos puntos no significativos, pero en su mayoría se presentó una significancia de 0.01 para las ubicaciones (Figura 29).

Figura 29: Mapa de significación con los valores de contraste para las coordenadas X y Y ($p = 0.001$ en rojo, $p = 0.01$ en naranja, $p = 0.05$ en verde y no significativo en negro).



De igual manera se tiene un mapa de agrupaciones (*Cluster Map*), que señala las mismas observaciones pero indicando en que cuadrante del gráfico se sitúan. Los puntos marcados con rojo, muestran los puntos que forman una agrupación de valores elevados (*high-high*), en comparación a lo que se obtendría en caso de que la variable se distribuyera de forma equitativa. Los puntos azul oscuro correspondientes a la clasificación *Low-Low* (*Cold Spots*) con valores bajos de la variable. El color verde (*High-Low*) constituye datos atípicos con valores significativamente diferentes a los de sus vecinos (valores elevados de la variable y los vecinos con valores bajos). Los puntos de color azul claro *Low-High* son también atípicos pero donde la variable presenta valores bajos y sus vecinos valores altos (Figura 30).

Figura 30: Mapa de agrupación para las coordenadas X y Y.



Según el análisis de la correlación espacial cruzada (entre ellas mismas) para el índice global y local de Moran, todas las variables presentaron un patrón agregado, a diferencia de la distancia a las cabeceras que por lo general siempre estuvo a la misma distancia de todas las ubicaciones (índice de cero). La covariable más representativa fue la altitud (0.42), con un valor de p bajo y Z mayor que el intervalo de confianza, por lo que se rechaza la hipótesis nula de aleatoriedad espacial (Tabla 11).

Tabla 11: Valores obtenidos de índice global de Moran para las covariables de las ubicaciones.

Covariable	Índice de Moran	Z (D.E)	p
Distancia a ríos	0.17	271.8	0.01
Distancia a vías	0.27	418.32	0.01
Distancia cabeceras	0	-0.29	0.77
Pendiente	0.08	127.57	0.01
Altitud	0.42	651.76	0.01
Cobertura	0.1	148.9	0.01

En el caso de las covariables cruzadas, se puede detallar las relaciones entre las variables y las ubicaciones; en este caso, de nuevo la distancia las cabeceras municipales presentó ausencia de correlación cruzada y la pendiente valores negativos (Tabla 12).

Tabla 12: Valores de correlación cruzada para todas la covariables.

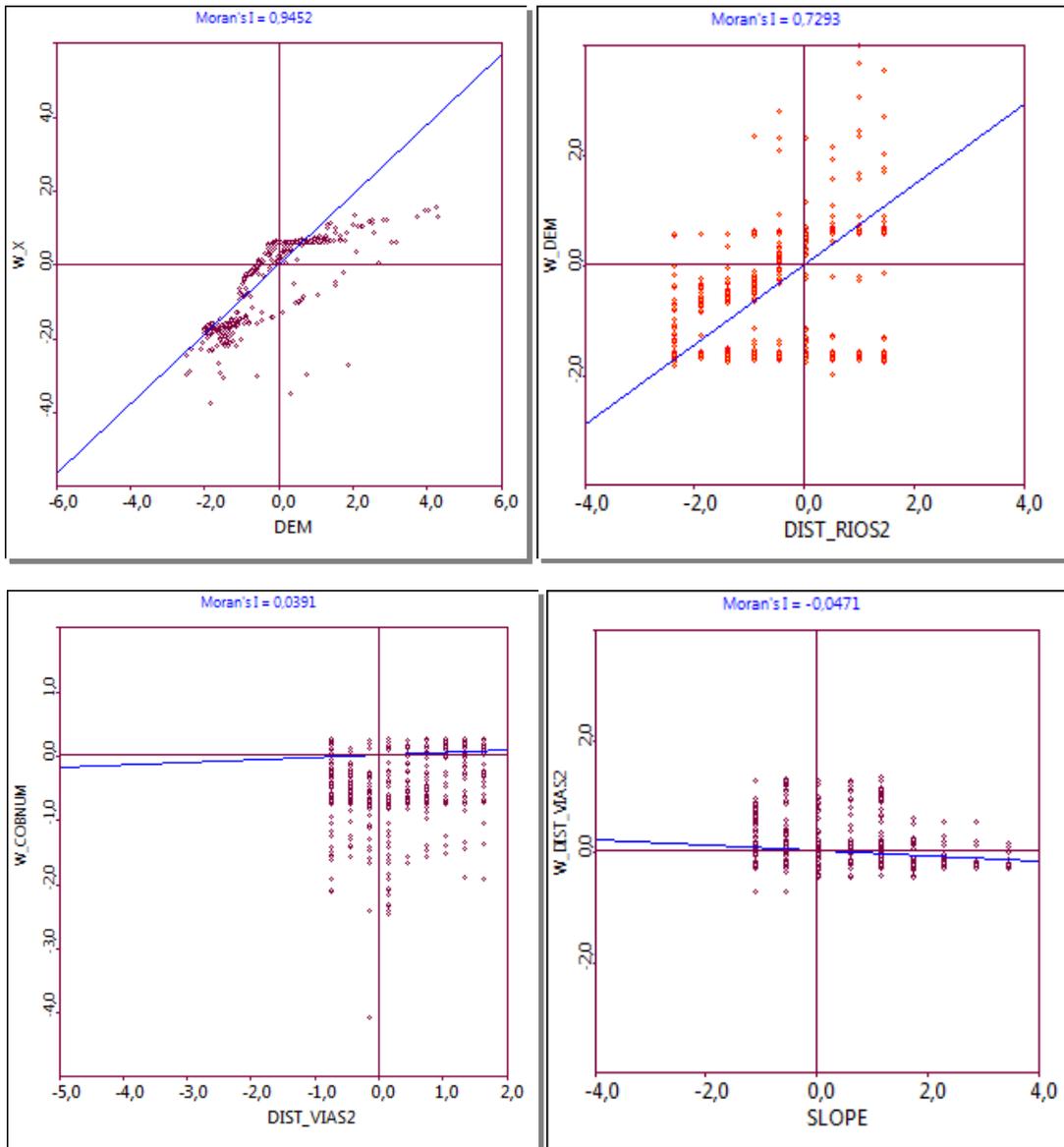
	X	Y	DR	DV	DC	Pendiente	Altura	Cobertura
X	1	0.4183	0.7447	0.1067	0	-0.3530	0.9531	0.3662
Y	0.4105	1	0.2652	0.0740	0	-0.1342	0.3761	0.1354
DR	0.7495	0.2717	1	0.0463	0	-0.2617	0.7293	0.2886
DV	0.1012	0.0710	0.0449	1	0	-0.0433	0.0899	0.0391
DC	0	0	0	0	1	0	0	0
Pendiente	-	-	-	-	0	1	-0.3313	-0.1694
Altura	0.9452	0.3814	0.7190	0.0920	0	-0.3281	1	0.3452
Cobertura	0.3762	0.1416	0.2937	0.0435	0	-0.1763	0.3580	1

Se destaca en este análisis, valores altos de correlación cruzada para la altura y la coordenada Y (0.9552), lo que indicaría que la altura aumenta en sentido oriente; igualmente se presentaron valores altos (0.7293) para la distancia a ríos con la altura y en especial con la pendiente que presentó valores negativos y las distancia a vías

valores bajos, al parecer mostrando que los ríos están más lejanos a las vías y a una elevada pendiente (Figura 31).

La distancia a vías presentó valores muy bajos con las demás covariables porque es un elemento diferente que separa coberturas y que debe ser construido bajo zonas poco inclinadas. Por su parte la cobertura, presentó baja correlación espacialmente con las vías y la pendiente.

Figura 31: Valores del índice de Moran más destacados del análisis de correlación cruzada.



4.7. Conectividad funcional

A las capas de covariables y los archivos de reclasificación se les asignó el valor de peso obtenido en el análisis de autocorrelación (ver tabla 11 del índice de autocorrelación global), que totaliza 100 distribuido para la altura un valor de 40, la distancia a vías 20, la distancia a ríos 17, la cobertura 10, la pendiente 8 y la distancia a las cabeceras 5.

La covariable que mayor valor de autocorrelación presentó fue la altura, en dicho caso se obtuvieron 8 clases que se construyeron de la siguiente forma: la tercera clase correspondió al intervalo entre el valor mínimo (2725) y el primer cuartil (2984), la cuarta clase abarcó desde el primer cuartil hasta el promedio (3123), la quinta clase desde el promedio hasta el tercer cuartil (3232), la sexta clase desde el tercer cuartil hasta el valor máximo (3808) y la clase con mayor concentración fue la de 3232 – 3300 m por lo que se asignó el mayor valor de reclasificación. La primera, segunda y octava clase consideró los valores donde no se reportó presencia de danta (1 – 2725, 3808 – 5289), dichos valores deben ser incluidos ya que el DEM de alturas presenta valores entre 0 y 5289 m de altura y de no incluirlos dentro de una clase, se genera errores de procesamiento en el programa, sin embargo se le asignó el menor valor de reclasificación. La primera clase (1-2000) tuvo un valor de cero (ninguna viabilidad) ya que según lo reportado en la bibliografía la danta no se reporta en esa altura (Lizcano *et al.*, 2002, Lizcano y Cavalier 2006). La segunda clase (2000 – 2725) obtuvo un valor de 40 ya que en dicha clase se presentan registros históricos de danta (Tabla 13).

Tabla 13: Valores de reclasificación asignados para la covariable altura.

Altura	Valor
1 – 2000	0
2000 – 2725	40
2725 – 2984	80
2984 – 3123	70
3123 – 3232	90
3232 – 3300	100
3300 – 3808	60
3808 – 5289	50

La covariable que presenta mayor autocorrelación después de la altura fue la distancia a las vías e igualmente las clases se construyeron con base en los estadísticos exploratorios. Los mayores valores de reclasificación se asignaron a las distancias más grandes ya que es deseable que las vías estén lo más lejanas de la zona a conectar para

evitar la mortalidad de los individuos. Debieron incluirse igualmente clases que estaban por fuera de los estadísticos (1783 – 200.000 m), pero que si están dentro de la capa raster de distancia a vías (Tabla 14).

Tabla 14: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a vías.

Vías	Valor
0 – 372	0
372 – 783	10
783 – 1015	20
1015 – 1783	30
1783 – 10000	40
10000 – 200000	50

Posteriormente, seguida en importancia es la capa raster de la distancia a ríos, en este caso los mayores valores se asignan a aquellas clases que estén más cercanas, siendo el recurso hídrico indispensable para la sobrevivencia de la especie (Lizcano *et al.*, 2002; Tabla 15).

Tabla 15: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a ríos.

Ríos	Valor
0 – 1	50
1 – 185	40
185 – 561	30
561 – 1000	100
1000 – 10000	20
10000 – 152000	10

Para la cobertura, igualmente hay que asignarle valores de reclasificación a las coberturas donde no se presentó la danta, aquellas diferentes a los bosques y páramos pero por intervalos al ser una variable categórica. Las zonas bajas y zonas intervenidas se les asignó valores de cero, aquellas donde se ha reportado presencia de danta según

la literatura obtuvieron valores de 1, los bosques que fue la cobertura donde se presentaron la mayoría de los puntos tuvieron un valor de 10 y los páramos un valor de 8 (Tabla 16).

Tabla 16: Valores de reclasificación asignados para la covariable cobertura.

ID Cobertura	Valor
10. Aguas continentales naturales del orobioma alto de los andes	1
15. Arbustales del orobioma alto de los andes	8
18. Arbustales del orobioma medio de los andes	1
24. Bosques naturales del orobioma alto de los andes	10
27. Bosques naturales del orobioma medio de los andes	1
35. Bosques plantados del orobioma medio de los andes	1
39. Cultivos anuales o transitorios del orobioma alto de los andes	1
41. Cultivos anuales o transitorios del orobioma medio de los andes	1
48. Cultivos permanentes y semipermanentes del orobioma alto de los andes	1
54. Glaciares y nieves del orobioma alto de los andes	1
55. Herbazales del orobioma alto de los andes	8
72. Pastos del orobioma alto de los andes	8
75. Pastos del orobioma medio de los andes	8
86. Vegetación secundaria del orobioma alto de los andes	8
89. Vegetación secundaria del orobioma medio de los andes	1
95. Zonas desnudas del orobioma alto de los andes	1
102. Áreas agrícolas heterogéneas del orobioma alto de los andes	1
105. Áreas agrícolas heterogéneas del orobioma medio de los andes	1

Posteriormente, la variable seguida en valor de autocorrelación fue la pendiente la cual se clasificó en 5 clases, siendo la clase entre 21 y 28 grados de pendiente la que mayor valor de reclasificación obtuvo (Tabla 17).

Tabla 17: Valores de reclasificación asignados para la covariable pendiente.

Pendiente	Valor
0 – 1	1
1 – 21	7
21 – 28	10
28 – 36	5
36 – 73	3

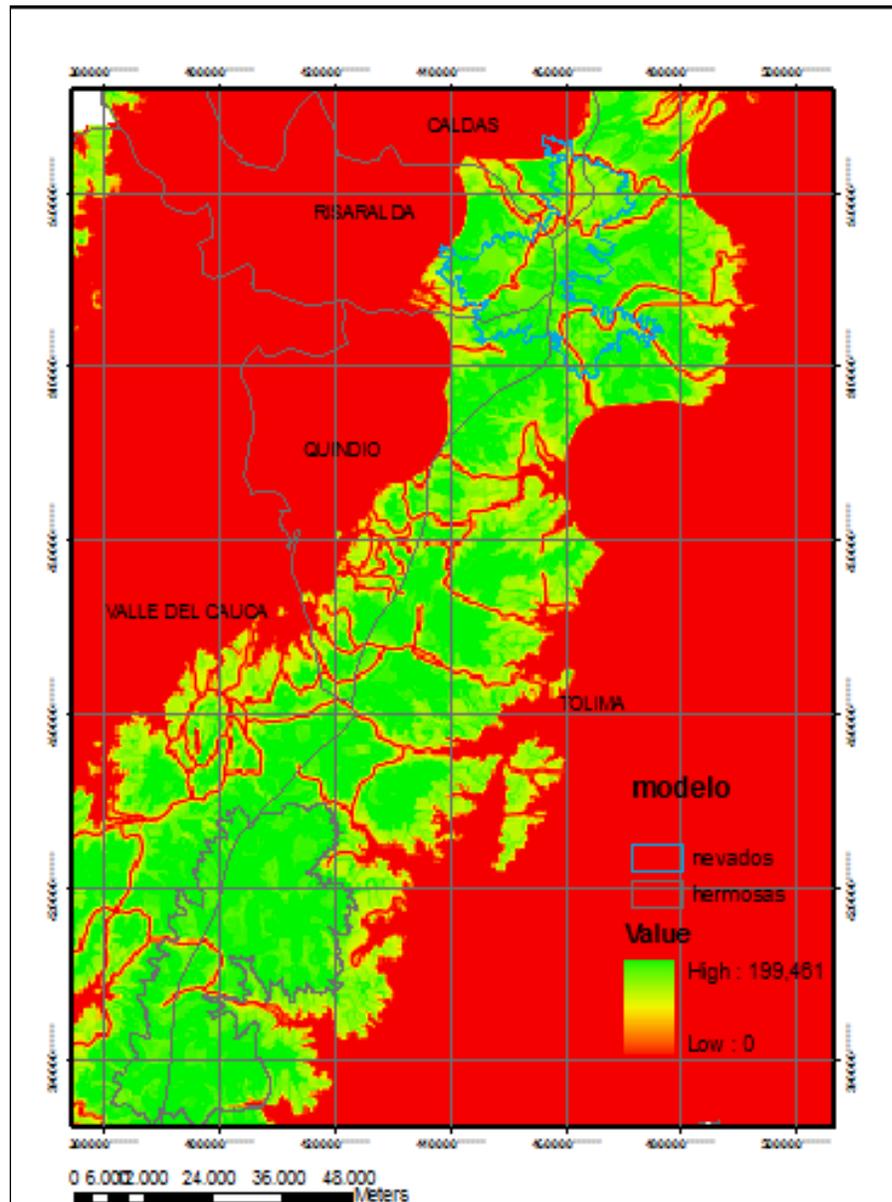
Finalmente, las cabeceras se incluyeron dentro de los valores de reclasificación más bajos, a pesar de presentar ausencia de autocorrelación, porque sin embargo deben ser incluidas ya que se busca que las zonas a conectar estén lo más alejadas posible de asentamientos humanos para disminuir la potencial presión de cacería, cambio de coberturas y exposición a zonas intervenidas (Tabla 18).

Tabla 18: Valores de reclasificación asignados para la covariable distancia a cabeceras.

Cabeceras	Valor
0 – 10000	0
10000 – 21271	1
21271 – 40000	3
40000 – 146000	4

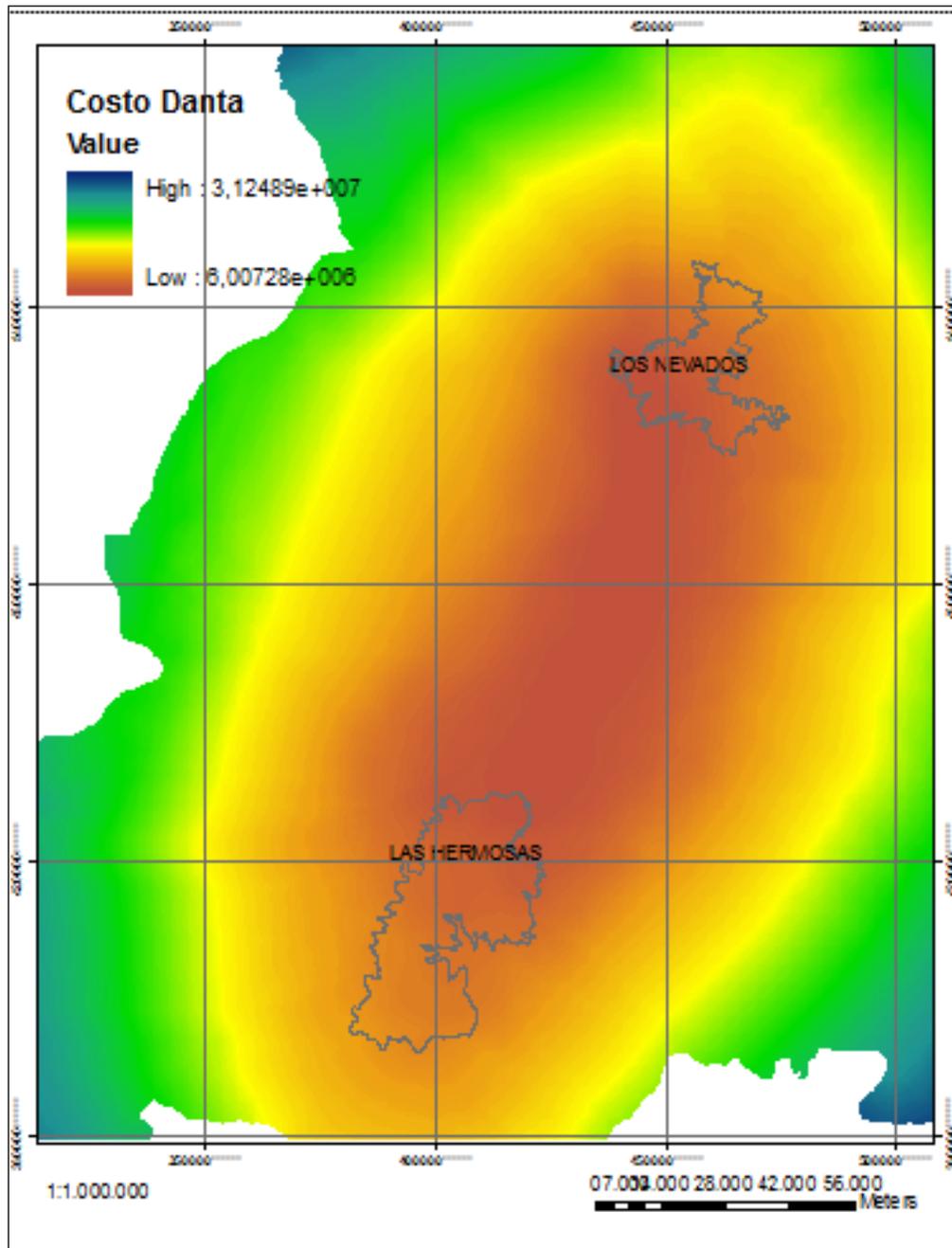
De esta forma, se obtuvo el mapa de viabilidad de hábitat como primer insumo para modelar el corredor (Figura 32), en él se puede observar en rojo las áreas no apropiadas o consideradas como inviables, incrementando en viabilidad las zonas amarillas y en verde las altamente viables.

Figura 32: Mapa de viabilidad de hábitat obtenido de los valores de ponderación.



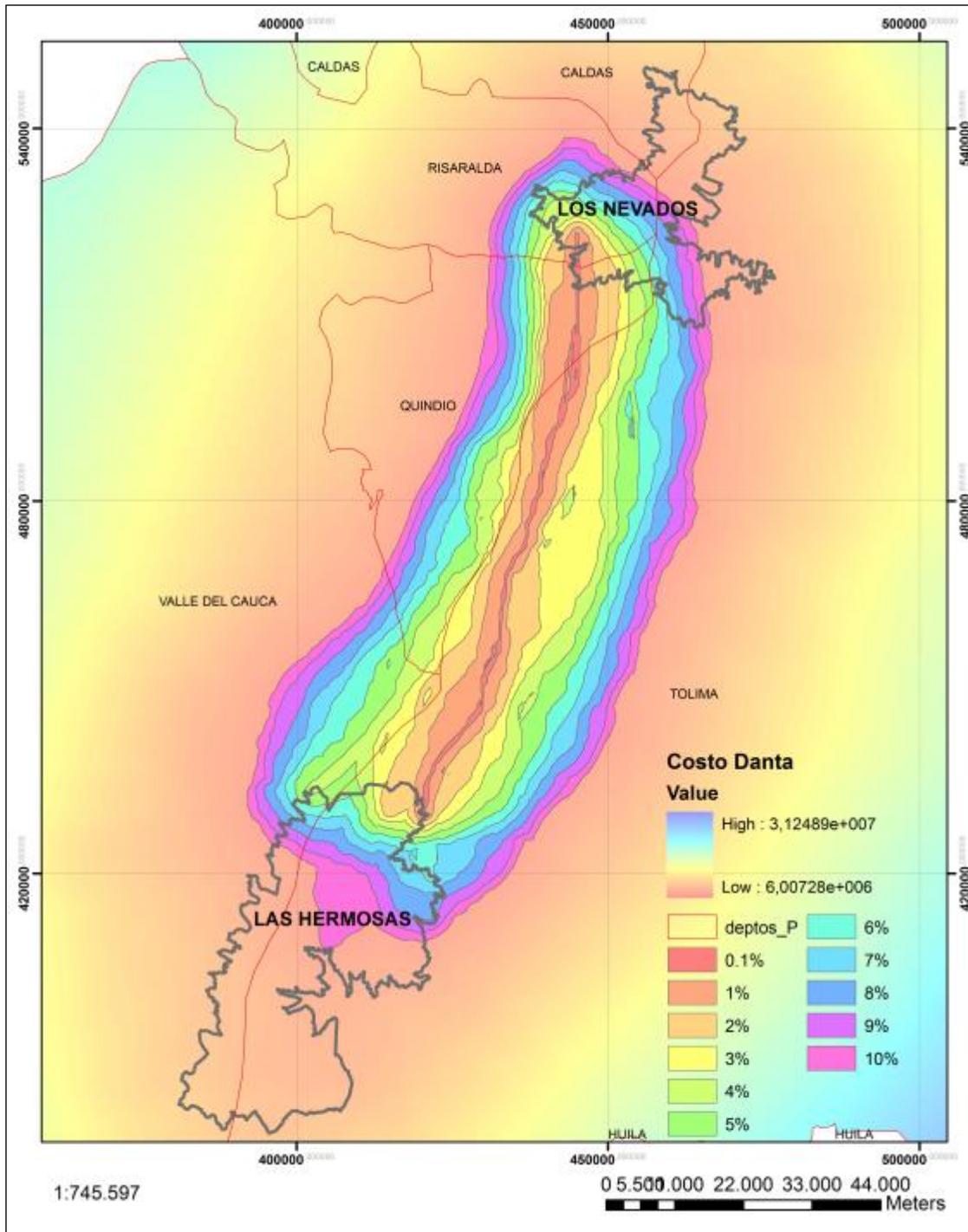
Posteriormente, se obtuvo el modelo del corredor con un tamaño de parche de 80.000 ha, para las zonas que se consideran viables a mediano plazo y un tamaño de 300.000 ha, que es el área estimada para garantizar la sobrevivencia y reproducción a largo plazo, es decir, considerada como el tamaño mínimo poblacional. Las capas resultantes muestran una capa de resistencia o costo menor en aquellas zonas entre los parques Las Hermosas y Los Nevados en color naranja (Figura 33).

Figura 33: Modelo de costo obtenido.

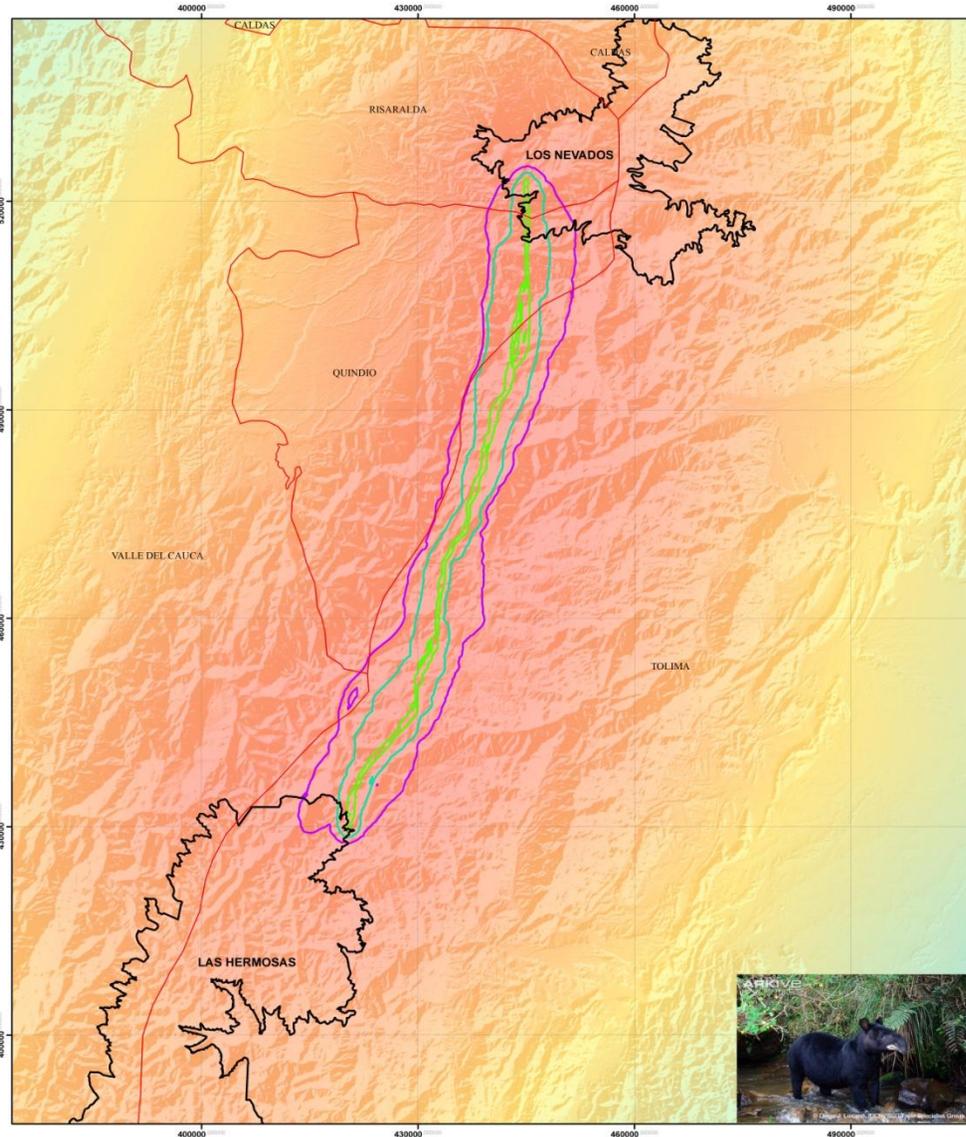


Asimismo, se obtuvieron 11 umbrales de ancho para el corredor en porcentaje, el cual sirve para determinar el ideal de conectividad (10%) y el mínimo (0.1%) según el mapa de viabilidad y los tamaños de calidad de hábitat de 80.000 y 300.000 Ha. (Figura 34).

Figura 34: Porcentajes del corredor obtenidos en el *corridor desing*.



Para la salida gráfica final, se escogieron solo tres anchos del corredor, siendo el primero ya que el tomar todos es un área demasiado grande que iguala el tamaño de las áreas protegidas (Figura 35).



Universidad Nacional de Colombia
 Facultad de Agronomía
 Programa de Maestría en Geomática

Tesis de Maestría en Geomática

**MODELO DE CONECTIVIDAD ESPACIAL
 EMPLEANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN
 GEOGRÁFICA, CALIDAD DE HÁBITAT Y
 DISTRIBUCIÓN, CASO TAPIR DE MONTAÑA
 (Tapirus pinchaque) EN EL EJE CAFETERO
 COLOMBIANO.**

Elaboró: Paola Johanna Isaacs Cubides
 Director: Germán Leonardo Jiménez
 Codirectora: Martha Patricia Bohórquez

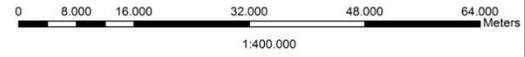
Conectividad		Menor Costo Danta	
		Valor	
	Corredor 0.1%		Alto : 3.12489e+007
	Corredor 1%		Bajo : 6.00728e+006
	Corredor 2%		Parque Nacional Natural
	Limite Departamental		

Imagen Base: Modelo de Sombras IDEAM y colaboradores (2007).
 Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos de Colombia



Información de Referencia
 Proyección: UTM
 Datum: WGS 1984
 Origen de la zona: 18 N
 Coordenadas planas:
 620901,420138 Norte
 541812,596116 Este

Junio 2011



5. Discusión

En el presente trabajo, se desarrolló una metodología que incluye diferentes técnicas de análisis de patrones espaciales presentes en los SIG, con el fin de determinar un modelo de conectividad espacial para la danta de montaña y que puede ser aplicada para otras especies. En este se integraron métodos de estadística espacial como el análisis de patrones puntuales y la autocorrelación espacial, para evaluar la distribución y la relación que existe entre los datos de presencia de la danta y los diferentes elementos del paisaje o covariables y determinar cuáles se relacionan con la presencia de la especie, asumiendo que hacen parte de la calidad del hábitat de la danta. Asimismo, se emplearon análisis de los patrones de superficies, funcionales y estructurales para establecer el modelo de conectividad. Este tipo de análisis, no se ha reportado en otros trabajos realizados con conectividad funcional, por lo que se muestra la importancia de realizarlo para comprender la ocurrencia de los eventos en el espacio.

Inicialmente, se emplearon diferentes métodos y programas que permiten hacer un abordaje al tipo de patrón de los datos de presencias y establecer si presentan un patrón al azar o si bien están asociados con elementos del paisaje. Según las técnicas con base en distancia y área y sus estadísticos de prueba, para ambos collares se rechaza la hipótesis nula de aleatoriedad espacial. De igual manera, ocurrió para las funciones de intensidad de primer y segundo orden, donde se muestra la tendencia de agrupación de los puntos hacia ciertas zonas, lo que indica que hay que evaluar porque los eventos tienden agruparse en el espacio con el uso de covariables para explicar el fenómeno.

Por ejemplo, se pudo determinar que al momento de presentar un patrón aleatorio, la especie muestra preferencia por ciertas zonas, las cuales se pudo comprobar que corresponden a las zonas de bosques (4141 puntos) y páramos (242 puntos), propios de la distribución reportada para la especie y que se situaron hacia la zona oriental, donde se encuentran los parches de vegetación más conservados del Parque Nacional Natural Los Nevados. De igual manera, se notó una elevada presencia de fuentes de agua y una altura de en promedio a 3123m en zonas con tamaños de parche relativamente grandes.

Sin embargo, al momento de analizar los disturbios (distancia a vías y cabeceras), la vía que pasa cerca de los puntos es un camino de tercer nivel muy poco transitada que permitiría la presencia de la especie al no verse tan afectada por el tráfico y la cabecera municipal de Pereira y Dosquebradas se encontraría relativamente lejos, lo que sugiere que la danta evita zonas intervenidas así como se ha propuesto en diferentes trabajos (Downer 1996, Lizcano & Cavelier 2000 a y b, Lizcano *et al.*, 2002, MAVDT y UNAL 2005).

La autocorrelación espacial analizada a través de los coeficientes de Moran y Geary, muestra el grado de correlación entre los valores de la variable como una función de la distancia, que para este caso, se estimó a nivel global y local, lo que permitió conocer el grado de asociación espacial entre las variables y porque presentaron un patrón agregado. En este caso, la autocorrelación se encuentra altamente influenciada por la frecuencia de la ubicación de los puntos, siendo la altura la variable que presentó mayor autocorrelación en zonas donde se reporta la presencia de la especie (2000 a 4000m); le siguió en orden la distancia a las vías, dada la cercanía de los puntos a la vía y la distancia a ríos, por ser un elemento dominante en el espacio. Posteriormente, la cobertura y la pendiente, indican que la especie busca zonas de bosques y subparamos, en zonas con moderada inclinación. Finalmente la distancia a cabeceras no presentó autocorrelación, debido a que se encuentran alejadas de las ubicaciones.

En algunos casos se puede pensar que estas covariables son demasiado predecibles ya que corresponden a lo que se encuentra el espacio, sin embargo al momento de trabajar los datos a una escala más gruesa e incluirlos dentro de los criterios de conectividad, es determinante incluir estos elementos dominantes en el espacio y conocer su grado de importancia para la especie. En este caso, la altura indica que el corredor para una danta no debe pasar por zonas menores a los 2000m, ya que no corresponden a su rango de distribución, igualmente se evitan vías y asentamientos humanos para disminuir el riesgo de mortalidad, deben haber cuerpos de agua cercanos ya que los individuos dependen directamente de este recurso, el cual se debe encontrar en zonas de bosques andinos y subparamos. Dichas variables se han reportado en varios trabajos (Downer 1996, Lizcano & Cavelier 2000 a y b, Lizcano *et al.*, 2002, MAVDT y UNAL 2005), sin embargo es importante considerar que a medida que se posee mayor información sobre las especies, se pueden incluir diferentes covariables en los análisis para incrementar la calidad en el análisis.

Para el presente trabajo, la estadística espacial y más específicamente el análisis de patrones puntuales y autocorrelación espacial, sirvió como una herramienta de apoyo importante ya que se logró incluir como insumo para la determinación de valores de peso que se involucra al trabajar estrategias de conectividad funcional y diseño de rutas de menor costo. Determinar la distribución de los eventos y su relación con las diferentes covariables involucradas, permite obtener un análisis más robusto en cuanto a la forma del proceso y enriquecer la toma de decisiones espaciales y de conectividad.

Para realizar los análisis de estadística espacial, se cuenta con diferentes programas que facilitan dicha labor, algunos disponibles de forma gratuita y libre (GeoDA y R) y los software propietarios, con en el caso del ArcGIS. Se pudo observar que el R y GeoDa, realizan análisis más profundos que incluyen mayor cantidad de medidas, estimadores y gráficos. Sin embargo, el ArcGIS permite integrar los análisis de patrones puntuales y autocorrelación espacial hechos con R o Geoda, con los de superficies en la extensión *Spatial Analyst* y conectividad en el *Corridor Design*.

Por otro lado, en términos de patrones de superficies, la estructura del paisaje enriquece la forma de entender la aparición de las especies y puede ser identificada y descrita a partir de la medición de atributos de composición y/o configuración como el área total, la forma y distribución de frecuencia de tamaño de los fragmentos, distancia y nivel de contraste entre los componentes del paisaje (McGarigal y Marks 1995), los cuales se evaluaron empleando el programa *Fragstats*, que es una herramienta que permite

adicionalmente hacer cálculos de métricas de conectividad estructural, entre ellas el índice de conectividad y la cohesión de parches (Mcgarigal y Marks 1995).

Según lo observado en estos análisis, la zona donde se reporta mayor presencia de la danta se caracteriza por presentar parches de gran tamaño y continuos, pertenecientes en su mayoría a bosques y en menor proporción a páramos. Estas coberturas presentan pocos parches lo que podría indicar que existe poca fragmentación de estos y concuerda con lo reportado en la bibliografía de la preferencia de hábitats continuos por parte de la especie (MAVDT y UNAL 2005). A nivel de paisaje, el índice de conectividad estructural arrojó valores muy bajos ya que las coberturas naturales se encuentran separadas entre sí y dominadas por una matriz antrópica. Si bien las métricas de estructura son muy útiles para determinar la composición y los patrones que presentan las coberturas, solo permiten cuantificar la cercanía entre parches y no proporcionan información adicional de otros elementos del paisaje que son también importantes.

Las métricas se usan como predictores de procesos ecológicos, sin embargo pueden presentar problemas como: 1) la diversidad de métricas existente, las cuales pueden llegar a ser redundantes, pero para este trabajo se escogieron las métricas que menor redundancia presentaron, gracias a un análisis de autocorrelación. 2) La calidad de los insumos cartográficos, los cuales se ven afectados por la veracidad de la interpretación como por ejemplo de las imágenes; en este caso, se podría trabajar a mejor resolución espacial, lo que permitiría tener mayor nivel de detalle, sin embargo se empleó la cartografía oficial existente y el mapa de ecosistemas de Colombia, el cual se considera como una fuente confiable al momento de realizar los análisis. 3) Las métricas son altamente sensibles a la escala, ya que la evaluación de la estructura puede cambiar con la resolución del área (Wagner y Fortin 2005). Para esta última consideración, el trabajar insumos a 100.000 puede parecer muy grueso para este tipo de análisis, por esa razón se abordó a nivel de paisaje y parches, la cual incluyó zonas a nivel departamental. De igual manera, la danta es una especie considerada sombrilla, dada la gran extensión de hábitat que requiere para su conservación y por su distribución reportada para lo cual una escala 100.000 es apropiada.

Considerando la evaluación de la conectividad funcional, en el proceso de su análisis se elimina ciertas ambigüedades asociadas con el abordaje del arreglo físico de los elementos del paisaje y reconoce que la conectividad es especie-específica considerando explícitamente la habilidad de una especie de dispersarse entre parches (Vogt *et al.*, 2009).

Dentro de la conectividad funcional, se ha incrementado el trabajo empleando el algoritmo *Least-cost* el cual arroja como resultado una capa del costo o resistencia que representa la distancia a la fuente (Adriaensen *et al.*, 2003). Se empleó el *Corridor Desing*, ya que considera el tamaño del parche y forma (Wang *et al.*, 2008) y traza una franja como corredor y no un camino de un pixel como lo hace la herramienta de *Least Cost Path*, lo cual corresponde a un ancho muy pequeño, es altamente sensible al tamaño del pixel y los errores de clasificación.

La propuesta del *corridor desing* produce un mapa en el cual se muestran corredores más anchos en polígonos agrupados en donde a medida que se aumenta el umbral, es posible obtener varias rutas (Beier *et al.*, 2008). En este caso, la herramienta presenta alternativas que mejoran y complementan el modelo de conectividad haciéndolo más robusto.

El *corridor desing*, mostró un mapa de viabilidad de hábitat para la especie construido a partir de valores de autocorrelación y las capas de las covariables, lo cual permite reconocer que zonas usa o podría estar usando la danta en la región, con base en los análisis realizados en el eje cafetero. Estas zonas de alta viabilidad se encuentran entre el límite de los departamentos de Tolima, con Quindío, Valle del Cauca y Risaralda, las cuales están dominadas por zonas de páramos y bosques altoandinos, a alturas mayores de 3000m. Por esa misma zona, cruzan algunas vías de tercer grado, las cuales no representarían un alto riesgo de mortalidad para los individuos de la especie. Las zonas protegidas de los Parques Nacionales Las Hermosas y Los Nevados, mostraron una alta viabilidad, lo que garantizaría que a largo plazo las especies puedan sobrevivir en ellas.

Para los valores de resistencia o costo, usualmente se ha empleado el criterio de expertos e información bibliográfica para asignar dichos valores, en este caso se emplearon los valores de autocorrelación para modelar el mapa de viabilidad y que fue posteriormente insumo para el modelo del corredor. Se obtuvo un mapa de resistencia o costo, el cual muestra una resistencia alta si la zona es de baja calidad de hábitat y viceversa, siendo estos valores interpretados como un modelo de resistencia y de viabilidad de hábitat.

Esta complementariedad entre la resistencia y la viabilidad de hábitat es un reflejo de que el animal escoge viajar por rutas sobre la base de los mismos factores que se consideran como hábitat (Chetkiewicz *et al.*, 2006). Según el mapa de resistencia obtenido al momento de modelar el corredor, las zonas de baja resistencia se encuentran hacia las partes altas de la cordillera central, donde la cobertura de bosques y páramos es más continua y está dentro del rango altitudinal por encima de los 2500 m., según lo ingresado en los valores de peso para cada capa.

Con los umbrales de tamaños de corredor que se obtienen, es posible determinar el modelo de conectividad más plausible, según la disponibilidad de recursos para invertir en conectividad, situación socio-económica, entre otros aspectos que son importantes al considerar las estrategias de conectividad en una región.

Esta metodología para modelar el corredor, puede ser complementada con datos de otras especies, para que el corredor no esté diseñado según los criterios de una sola, sin embargo, las covariables o factores del hábitat que fueron incluidos para la danta, permiten la conservación de otras especies que usan menores rangos de hábitat e incluso otras con requerimientos de hábitat similares.

Dentro de las estrategias de conectividad, es importante reconocer que algunos parches dispersos en la zona pueden servir como sitios de paso de algunas especies, siendo esto más deseable que la desaparición total de las coberturas originales (Wang *et al.*, 2008). Es importante igualmente, que la distancia entre parches y sitios de paso no sea tan larga ya que es probable que no la utilicen los individuos (Goodwin y Fahring 2002). En la zona del modelo de la conectividad, se presenta sistemas productivos rodeando las zonas de bosques y páramos. Esta zona mantiene gran cantidad de su cobertura original lo que facilitaría la dispersión de la especie, sin embargo es necesario manejar las matrices antropogénicas para reducir los efectos de borde e incrementar al calidad del hábitat del corredor.

Por otro lado, el comportamiento de los movimientos es un aspecto fundamental en estudios de conectividad funcional, pero aún es difícil de coleccionar datos detallados del movimiento de los animales, especialmente para grandes escalas espaciales. De hecho, la habilidad de producir modelos de dispersión adecuados se ha reconocido como uno de los mayores retos en estudios de biología de poblaciones y adicionalmente, no hay consenso en la cantidad de detalle biológico que debe ser usado en estudios de conectividad funcional.

Se ha sugerido que los modelos de movimiento deben incrementar la complejidad para poder capturar el comportamiento de especies en particular, así como la necesidad de métodos más rigurosos que predigan la ubicación de rutas de dispersión para varias especies (Pinto & Keitt 2009). En este caso, se contó con datos obtenidos de telemetría que permiten conocer que zonas está frecuentando un individuo y que es insumo para conocer comportamiento y patrones de movimiento; además se obtiene un juego de datos independiente que permiten análisis de patrones puntuales y disminuir la sensibilidad que representan los modelos de menor costo al especificar los valores de resistencia (Wang *et al.*, 2008).

Las ventajas de trabajar y abordar la conectividad son varias ya que el incremento en los niveles de cobertura es muy favorable porque reduce los niveles de contaminación sobre las cuencas, disminuye los efectos de borde como la aparición de plagas, influencia de la radiación, ruido, presencia de parasitismo y especies invasoras (Beier *et al.*, 2008). La conectividad del paisaje desempeña un papel muy importante en la viabilidad de las poblaciones, incrementando la probabilidad de interacción entre individuos y sus poblaciones. Este hecho conlleva a un incremento en el tamaño poblacional efectivo, mantener el flujo genético y facilitar las dispersiones y migraciones regulares con el fin de garantizar la viabilidad y la persistencia a largo plazo de las poblaciones por lo que es necesario (Meffe & Carroll 1997, Primack 2001).

Adicionalmente, los corredores brindan oportunidad para conservar procesos y a que las especies cambien de rango geográfico en busca de un nicho climático más adecuado y como respuesta al cambio climático (Hargrove *et al.*, 2004, Beier *et al.*, 2008). Bajo escenarios de cambio climático, la conectividad puede representar el factor que permita la migración de las especies a otros hábitats y la adaptación a los efectos del calentamiento global (Hodgson *et al.*, 2009). De igual manera, las áreas protegidas consideradas como fuente y conservación de las especies, deben contar con un manejo adecuado que garantice a largo plazo su conservación ya que no tendrá ningún sentido conectar zonas que no proveerán los recursos necesarios para supervivencia de las especies (Hodgson *et al.*, 2011).

Es importante destacar sin embargo, que conectar zonas de forma inadecuada incrementa el riesgo de exposición a depredadores, favorece la aparición y permanencia de especies invasoras y plagas y pueden conducir a un hábitat donde no se garanticen las condiciones de hábitat suficientes para la sobrevivencia de las especies.

Gran parte de los biomas del mundo son modificados parcial o totalmente por actividades como la tala selectiva, implantación de sistemas productivos, incendios y la eliminación de grandes mamíferos. La prevención de la degradación y el aumento de la calidad de las zonas ya intervenidas, puede generar diferencias muy grandes en la densidad poblacional y por tanto en el crecimiento de la colonización y de la población, incluyendo el rango de expansión (Hodgson *et al.*, 2011).

Es importante considerar, que para análisis posteriores y para mejorar la metodología se deben incluir aspectos de la calidad de los recursos, como niveles de contaminación o composición del agua, estado y composición de la vegetación, ya que son elementos que influyen también a la especie en la escogencia de las zonas para su permanencia y que no se incluyeron en la presente metodología.

OBSERVACIONES

El presente trabajo presentó diferentes aspectos que se deben tener en cuenta al abordarlo en posteriores trabajos. Por un lado, la obtención de los insumos cartográficos se constituye como una de las más grandes limitaciones para este tipo de trabajos, en especial aquellos de elevada resolución espacial por los costos y dificultades de intercambio interinstitucional de los ya existentes. Por otro lado, la consecución de datos independientes como los obtenidos con collares con GPS, limita el tipo de análisis de patrones puntuales, estas técnica se han usado muy poco en el país debido a los elevados costos que representa. Los diferentes análisis espaciales realizados, requieren de un mínimo de entrenamiento en el campo de los SIG y la estadística espacial, ya que se deben realizar muchos ajustes y procedimientos que no son posibles de conocer con una formación básica. Se debe conocer el funcionamiento que implica cada procedimiento, para poder determinar errores, realizar análisis y conocer alternativas. De otro lado, al analizar grandes cantidades de datos y zonas de gran tamaño, se requiere de un equipo que soporte dicho proceso, por lo que se debe contar con un computador de gran capacidad. Muchos de los procesos demoran gran cantidad de tiempo, lo cual puede dificultar la rapidez en los análisis, aún así, en algunos casos el programa no soporta grandes procesos por lo que hay que realizar ajustes a los datos a trabajar. Un aspecto importante es que a pesar de la complejidad en algunos análisis, es posible encontrar en la red el soporte y soluciones a muchos de ellos, por lo que es una herramienta adicional en la ejecución de los análisis.

6. Conclusiones

Se desarrolló una metodología que permitió integrar la estadística espacial y diferentes herramientas SIG de análisis espacial lo cual se determina distribución y calidad de hábitat para la danta.

Se diseñó un modelo de conectividad espacial en el que por medio de análisis de patrones puntuales y diferentes herramientas SIG de análisis espacial determinaron la distribución y el modelo de conectividad para la danta.

El análisis de patrones puntuales y de autocorrelación espacial resultó de gran utilidad ya que posibilitaron determinar las covariables del hábitat que influyen significativamente a un 95% de confianza en la calidad del hábitat y que permiten asignar de manera objetiva los valores de resistencia necesarios para calcular la conectividad.

Se involucra la conectividad estructural de las coberturas, la cual es útil para conocer las condiciones de los parches, sin embargo deber ser complementada con el análisis de conectividad funcional que analiza mayores elementos del paisaje.

Esta metodología de conectividad espacial permite ser aplicada de manera general (con otros datos y a futuro), pero deben ser complementados con los requerimientos de otras especies, para que el corredor modelado permita la sobrevivencia de diferentes comunidades.

Se diseñó un insumo de conservación para la danta, el cual busca garantizar la sobrevivencia de la especie a largo plazo permitiendo la conectividad entre el hábitat que usa. Es importante complementarlo con datos de otras zonas a una escala de tiempo mayor.

A. Anexo: Métricas de Estructurales del Programa *Fragstats*

Abreviatura	Métrica	Descripción
CACOV	Core Area Coefficient of Variance	Representa la variabilidad en tamaño de áreas núcleo disyuntas relacionado con la media del área núcleo.
MCA	Mean Core Area	Tamaño promedio de parches núcleo disyuntos
CASD	Core Area Standard Deviation	Desviación estándar de las áreas núcleo, tomado como una medida de variabilidad en el tamaño del núcleo.
TCA	Total Core Area	Tamaño total de parches núcleo disyuntos.
TCAI	Total Core Area Index	Medida de la cantidad de área núcleo en el paisaje y es igual a cero cuando no hay un núcleo en el parche.
CAD	Core Area Density	Numero de parches nucleó disyuntos relativo al área total.
IJI	Interspersion Juxtaposition Index	Es una medida de adyacencia que se aproxima a cero cuando la distribución de parches únicos adyacentes se vuelve desigual.
MPI	Mean Proximity Index	Medida del grado de aislamiento y fragmentación de un parche. Usa el cálculo del vecino más cercano a un umbral que puede ser definido.
MNN	Mean Nearest Neighbor	Distancia más corta del borde de un parche a otro.
SDI	Shannon's Diversity Index	Es una medida de diversidad de parches a nivel de paisaje, que será igual a cero si hay un solo parche e incrementara a medida que aumenta el número de parches.
SEI	Shannon's Evenness Index	Medida de distribución y abundancia que se acerca a cero cuando la distribución de los parches es baja.
AWMSI	Area Weighted Mean Shape Index	Medida de irregularidad en la forma del parche que es igual a uno cuando es circular e incrementa con la irregularidad. Incluye una medida de peso que permite que parches grandes tengan mayor peso que los pequeños.
MSI	Mean Shape Index	Medida de complejidad de la forma similar al AWMSI pero no asigna pesos según el tamaño de los parches.
MPAR	Mean Perimeter-Area Ratio	Suma de cada área del parche, dividido por el numero de parches
MPFD	Mean Patch Fractal Dimension	Es otra medida de complejidad en la forma del parche que va de uno a dos, siendo dos si la forma es más compleja.

AWMPFD	Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension	Medida de complejidad ajustada de acuerdo al tamaño del parche pero que a diferencia del MPFD, calcula la complejidad independientemente del tamaño del parche.
TE	Total Edge	Perímetro de los parches por clase o para todo el paisaje.
ED	Edge Density	Cantidad de borde relativo al área del paisaje. Toma el TE y lo divide por la suma de las áreas totales del paisaje.
MPE	Mean Patch Edge	Promedio de borde por parche que se obtiene dividiendo el TE por el NumP
MPS	Mean Patch Size	Tamaño promedio de los parches.
NumP	Number of Patches	Número total de parches por clase o a nivel de paisaje.
MedPS	Median Patch Size	Tamaño medio de parche
PSCoV	Patch Size Coefficient of Variance	Coefficiente de variación de parches calculado a partir de la desviación estándar del tamaño de los parches (PSSD) dividido por el tamaño promedio de los parches (MPS).
PSSD	Patch Size Standard Deviation	Desviación estándar del tamaño de los parches.
TLA	Landscape Area	Suma de las áreas totales del paisaje.
CA	Class Area	Suma de áreas de todos los parches que pertenecen a una clase.
CONNECT	Conectivity	Iguala el número de uniones funcionales entre todos los parches del respectivo tipo, dividido por el número total de posibles uniones entre todos los parches de ese tipo, multiplicado por cien para convertirlos a porcentaje.
COHESION	Cohesion	Abarca los perímetros de los parches relacionándolos con los de la misma clase y los presenta en porcentaje.

Bibliografía

1. Adriaensen, F. J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gilinck & E. Matthysen. 2003. The application of least cost modeling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233 – 247.
2. Aldstadt, J. y L. Getis. Point Pattern Analysis in an ArcGIS Environment. San Diego University. Disponible en: <http://www.scribd.com/doc/7312446/Point-Pattern-Analysis-in-an-ArcGIS-Environment>.
3. Anselin, L., Syabri, I., & Y. Kho. 2004. GeoDa, an introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*. Forthcoming.
4. Apan, A. A., S. S. Raine & M. S. Paterson. 2000. Quantifying Landscape Fragmentation in the Lockyer Valley Catchment, Queensland: 1973 – 1997. The 28th Annual Conference of AURISA Hyatt Coolum Resort, Coolum QLD, 20-24 November 2000.
5. Arellano H. & Rangel O. 2008. Patrones en la distribución de la vegetación en áreas de páramo de Colombia: heterogeneidad y dependencia espacial. *CALDASIA* 30: 355 – 411.
6. Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
7. Beyer, H. L. 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Disponible en <http://www.spatial ecology.com/htools>.
8. Beier, P., D. R. Majka, & Wayne D. Spencer. 2007. Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology* 22: 836–851.
9. Binzenhofer, B., R. Biedermann, J. Settele & B. Schroder. 2008. Connectivity compensates for low habitat quality and small patch size in the butterfly *Cupido minimus*. *Ecological Research* 23: 259-269.
10. Bohórquez, M. P. 2009. Estadística espacial. Universidad Nacional de Colombia.

11. Buij, R. W. J. McShea, P. Campbell, M. E. Lee, F. Dallmeier, S. Guimondou, L. Mackaga, N. Guisseougou, S. Mboumba, J. E. Hines, J. D. Nichols & A. Alonso. 2007. Patch-occupancy models indicate human activity as major determinant of forest elephant *Loxodonta cyclotis* seasonal distribution in an industrial corridor in Gabon. *Biological Conservation* 135: 189 – 201.
12. Calabrese, J. M. & W. F. Fagan. 2004. A comparisons-shopper guide to connectivity metrics. *Frontier Ecology and Environment* 2: 529-536.
13. Chetkiewicz, C. L. B., C. Cassady & M. S. Boyce. 2006. Corridors for conservation integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 37: 317 – 342.
14. CITES 2010. <http://www.cites.org/eng/app/appendices.shtml>
15. Correa, C. A. 2009. Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo. Informe Final. Jardín Botánico de Bogotá "José Celestino Mutis".
16. Cushman, S. A., K. S. McKelvey & M. K. Schwartz. 2008. Use of empirically derived source-destination models to map regional conservation corridors. *Conservation Biology* 23: 368 – 376.
17. Dale, M. 2004. *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press.
18. De Pando, B., & B. Peñas de Giles, J. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus* 7: 100 – 119.
19. Downer, C. C. 1996. The mountain tapir, endangered flagship of the high Andes. *Oryx*, 30: 45-58.
20. Fandiño-Lozano, M. & W. van Wyngaarden. 2005. *Prioridades de Conservación Biológica para Colombia*. Grupo ARCO, Bogotá. 188 pp.
21. Farina, A. 2000. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academics Publishers. Holanda.
22. FitzGibbon, S. L. D. A. Putland & A. W. Goldizen. 2007. The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammals in an urban Australian landscape. *Landscape Ecology* 22: 1513-1525.

23. Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 632 pp.
24. FUNAMBIENTE. Corporación Salvemos el Medio Ambiente. 2010. Formulación de lineamientos ambientales de conectividad de la operación estratégica Nuevo Usme como propuesta piloto en el sector de borde urbano rural. Informe Técnico.
25. Gavashelishvili, A. & V. Lukarevskiy. 2007. Modelling the habitat requirements of leopard *Panthera pardus* in west and central Asia. *Journal of Applied Ecology* 45: 579 – 588.
26. García, M. P. 2009 a. Identificación de escenarios de calidad de hábitat para fauna silvestre. Caso de estudio, cuenca media y alta del río Otún (Risaralda). Tesis Maestría Hidrociencias, Facultad de Ingeniería, Pontificia Universidad Javeriana.
27. García, N. 2009 b. Evaluación del uso de hábitat de la especie *Cerdocyon thous* en diferentes coberturas vegetales, de la cuenca media del río Otún, Risaralda. Tesis Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana.
28. Gomez-Mora, A. M., J. A. Anaya & E. A. Dávila. 2005. Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera Central de los Andes colombianos. *Revista de Ingenierías* 4: 13 – 27.
29. Gonzales, E. K. & S. E. Vergel. 2007. Testing assumptions of cost surface analysis – a tool for invasive species management. *Landscape Ecology* 22: 1155 - 1168.
30. Goodwin, B. J. & L. Fahrig. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity?. *Oikos*, 99: 552–570.
31. Gurrutxaga, M. 2004. Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad-Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial. Departamento de Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco.
32. Harris, L. D & G. Silva-López. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. Capítulo 8 En: *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Fiedler P. L. & S. K. Jain Eds. Ed. Chapman & Hall.

33. Hargrove. W. W., F. M., Hoffman & R. A. Efrogmson. 2004. A Practical Map-Analysis Tool for Detecting Potential Dispersal Corridors Landscape Ecology 20: 361-373.
34. Hodgson, J. A., C. D. Thomas, B. A. Wintle & A. Moilanen. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics- Journal of Applied Ecology 46: 964-969.
35. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM), INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI (IGAC), INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT (IAVH), INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉIS (INVEVAR), INSTITUTO AMAZÓNICO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS (SINCHI) E INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO JHON VON NEUMANN (IIAP). 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Bogotá, D.C, 276 p. + 37 hojas cartográficas.
36. Illian 2008. Statistical Analysis and Modelling of Spatial Point Patterns.
37. ILWIS 2009. World Institute For Conservation & Environment, Wice. www.ilwis.org
38. Ivits, E., B. Koch, T. Blaschke & L. Waser. 2002. Landscape connectivity studies on segmentation based classification and manual interpretation of remote sensing data. eCognition User Meeting, October 2002. Munchen. Disponible en red en: http://www.definiens.com/binary_secure/570_ivits_full.pdf-570.html
39. Jacquemyn, H., R. Brys & M. Hermy. 2002. Path occupancy, populatin size and reproductive success of a forest herb (*Primula elatior*) in a fragmented landscape. Oecologia 130: 617 – 625.
40. Jiménez, G. 2001. Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica. Revista Forestal Centroamericana, CATIE 34:73-79.
41. Kattan, G. 2001. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Ecología y conservación de bosques neotropicales. Págs: 561-589 Guariguata M. R. & G. H. Kattan Ed. Presentación Ernesto Medina y Cristián Samper K.

42. Kindlmann, P & F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879 – 890.
43. Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
44. Legendre, P. & L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Ámsterdam.
45. Li. H. y J.F, Reynolds. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8(3) 152-162
46. Lizcano, D. J. & Cavelier, J. 2000 a. Activity Patterns of Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 252: 429-435.
47. Lizcano, D. J. & Cavelier, J. 2000 b. Densidad Poblacional y Disponibilidad de Hábitat de la Danta de Montaña (*Tapirus pinchaque*) en los Andes Centrales de Colombia. *Biotropica* 32: 165-173.
48. Lizcano, D. J.; Pizarro, V.; Cavelier, J. & Carmona, J. 2002. Geographic Distribution and Population Size of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in Colombia. *Journal of Biogeography* 29(1): 7-16.
49. Lizcano, D. J., and J. Cavelier. 2004. Características químicas de salados y hábitos alimenticios de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque* Roulin, 1829) en los Andes Centrales de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 11:193-201.
50. Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart & M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Págs: 257-285 En: *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Soulé, M. Ed.
51. Mackenzie, D. I. & J. Andrew Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.
52. Magle, S. B., D. M. Theobald & K. R. Crooks. 2009. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado USA. *Landscape Ecology* 24: 267 – 280.

53. Majka, D., J. Jenness & P. Beier. 2007. CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Available at <http://corridordesign.org>.
54. Malcolm, J. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75(8): 2438-2445.
55. Marin, A. L., L. J. Toro-Restrepo, S. I. Uribe. 2008. Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del río San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *Colombia Boletín De Ciencias De La Tierra* 23:43 – 54.
56. Martínez-Beneito, M A. 2005. Métodos estadísticos en detección de focos de riesgo en brotes epidémicos. Tesis Doctoral Facultat de matemàtiques Departament d'estadística i investigació operativa. Universitat de valencia – España.
57. McGarigal, K., & B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest service.
58. McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
59. Meffe, G. K. & C. R. Carroll. 1997. Principles of Conservation Biology. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates.
60. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) & Universidad Nacional de Colombia (UNAL). 2005. Programa Nacional para la conservación del género *Tapirus* en Colombia. Documento técnico. 100 pp. <http://tapiruscol.tripod.com/recursos/ProgramaTapirusColombia.pdf>
61. Moilanen, A. & I. Hanski. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79 (7): 2503-2515.
62. Moilanen, A., & M. Nieminen. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83: 1131-1145.
63. Moreno, R. & E. Vayá. 2002. Econometría espacial: Nuevas técnicas para el análisis regional, una aplicación a las regiones europeas. *Investigaciones regionales* 1: 83 – 116.
64. Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.

65. Ng, S. J., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. P. D. Riley & T. J. Valone. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
66. Nielsen, E., S. Herrero, M. S. Boyce, R. D. Mace, B. Benn, M. L. Gibeau & S. Jevons. 2004. Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120: 101-113.
67. Noss, R. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. Capítulo 2 En: *Landscape linkages and biodiversity*. Hudson W. E. Ed. *Defenders of Wildlife*. Island Press. Washington D.C. 197 p.
68. Noss, R. & A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Natures Legacy: Protecting and restoring biodiversity*. *Defender of Wildlife*. Island Press. Washington D. C. 417 p.
69. Palomares, F. 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the designs of the reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38: 9-18.
70. Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. A maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
71. Phillips, J. F & D. A. Navarrete. 2009. Análisis de fragmentación y conectividad. Informe Final. Unión Temporal Rastrojo a Escala Humana HINSAT. Secretaría de Ambiente. 130 p.
72. Pinto, N. & T. H. Keitt. 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24: 253 – 266.
73. Primack, R. F. 2001. Problemas de las poblaciones pequeñas. Capítulo 11. En: *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Primack, R, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo eds. Fondo de cultura económica. México D.F. 935 p.
74. R Development Core Team (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

75. Rabinowitz A. & Zeller K. 2010. Un modelo de conectividad de paisaje y conservación para el jaguar, *Panthera onca*, a lo largo de su distribución. *Biological Conservation* 143, 949-945.
76. Ravan, S., A. M. Dixit & V. B. Mathur. 2005. Spatial analysis for identification and evaluation of forested corridors between two protected areas in Central India. *Current Science* 88: 1441 – 1448.
77. Santana, L. M. y Salas, J. 2007. Análisis de cambios en la ocupación del suelo ocurridos en sabanas de Colombia entre 1987 y 2001, usando imágenes Landsat. *GeoFocus* 7: 281-313.
78. Saura, S. & J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
79. Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573
80. Taylor, P.D., L. Fahrig & K. With. 2006. A return to the basics. En Crooks, K., y Sanjayan (eds). *Connectivity Conservation*. Cambridge: 29-43
81. Theobald, D.M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. En: Crooks, K.R. y M.A. Sanjayan (eds.). *Connectivity conservation: Maintaining connections for nature*. Cambridge University Press. Pgs. 416-443.
82. Theobald, D.M., J.B. Norman & M.R. Sherburne. 2006. FunConn v1 User`s Manual: ArcGIS tools for Functional Connectivity Modeling. Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University. April 17, 2006. 47 p. www.nrel.colostate.edu/projects/starmap
83. Tischendorf, L. & L. Faring. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7 – 19.
84. Tischendorf, L., & Fahrig, L. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.
85. UICN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 December 2010. (<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/search>)

86. Urban, D., & T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205-1218.
87. Urbina-Cardona, J. N. & R. D. Loyola. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough?. *Tropical Conservation Science* 1: 417 – 445.
88. Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Maestría CATIE.
89. Van Teeffelen, M. Cabeza & A. Moilanen. 2006. Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. *Biodiversity and Conservation* 15: 899 – 919.
90. Vogt, P., J. R. Ferrari, T. R. Lookingbill, R. H. Gardner, K. H. Riitters & K. Ostapowicz. 2009. Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators* 9: 64 – 71.
91. Wagner, H & M. J. Fortin. 2005. *Spatial Analysis of Landscapes: Concepts and Statistics* *Ecology* 86: 1975-1987.
92. Walker, R. S., A. J. Navarro & L. C. Branch. 2007. Functional connectivity defined through cost-distance and genetic analyses: a case study for the rock-dwelling mountain vizcacha (*Lagidium viscacia*) in Patagonia, Argentina.
93. Waller, L. A. & C. A. Gotway. 2004. *Applied Spatial Statistics for Public Health Data*. Wiley Intescience.
94. Walter, W.D., K. C. VerCauteren, H. Campa, W. R. Clarck, J. W. Fisher, S. E. Hygnstrom, N. E. Mathews, C. K. Nielsen, E. M. Schaubert, T. R. Van Deelen & S. R. Winterstein. 2009. Regional assessment on influence of landscape configuration and connectivity on range size of white-tailed deer. *Landscape Ecology* **Published online**: 18 June 2009.
95. Wang, Y. H, K. C. Yang, C. L. Bridgman & L. K. Lin. 2008. Habitat suitability modeling to correlate gene flow with landscape connectivity. *Landscape ecology* 23: 989 – 1000.

96. Whit, K. A. 2002. Using percolate theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. Capitulo 7 En: Applying landscape ecology in biological conservation. Gutzwiller K. J. Ed. Springer – Verlag. New York. 518 p.
97. White, G. C. and R. A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego, California, USA. 383.
98. Wintle, B. A., J. Elitti & J. M. Potts. 2005. Fauna habitat modeling and mapping: a review and case study in the Lower Hunter Central Coast Region of NSW. Austral Ecology 30: 719-738.