CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

ESCUELA DE POSGRADO

Aproximaciones del hábitat potencial para jaguar (*Panthera onca*) en la Región Caribe colombiana

por

Angélica María Benítez Gutiérrez

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2010

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD

FIRMANTES:

Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal

Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero

Jeffrey Jones, Ph.D.
Miembro Comité Consejero

José Fernando González, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado

Angélica María Benítez Gutiérrez
Candidata

DEDICATORIA

A Victoria

AGRADECIMIENTOS

A Dios por esta maravillosa experiencia de vida.

A mi mami Nancy Gutiérrez Cruz y mi papi Víctor Hugo Benítez Coronado por su apoyo incondicional en estos dos años, especialmente con mi hija. A mi abuela María Elina, mi hermano Víctor, mi cuñada Zuly, mis tíos Elina e Isaac por cuidar y estar con Victoria cuando yo no pude estarlo.

A mi consejero principal, Bryan Finegan, por darme la oportunidad de aprender en el CATIE, por su comprensión, paciencia y certeros comentarios durante este estudio.

A Jeffrey Jones por sus valiosos aportes y siempre estar atento de los avances a lo largo del estudio, también por aceptar aprender conmigo sobre las herramientas de modelamiento, sabiendo que esto es apenas el comienzo.

A Fernando Casanoves por su disposición para colaborarme, su paciencia con la estadística, las cuidadosas revisiones y oportunos comentarios, pero sobre todo por su cariño y solidaridad durante los dos años.

A José González-Maya por siempre estar dispuesto a compartir sus conocimientos, acercarme al mundo de los carnívoros y recordarme que siempre puedo dar más.

A ProCAT Colombia y mis colegas Diego Zárrate, Sergio Balaguera y Amancay Cepeda por su gran apoyo durante este estudio.

A Conservación Internacional Colombia, el Instituto Geográfico Agustín Codazzi, el Sistema Regional de Áreas Protegidas del Caribe Colombiano, las Corporaciones Autónomas Regionales de Magdalena y la Guajira, el Instituto Alexander von Humboldt y los integrantes del proyecto Plan de Conservación de Félidos para el Caribe Colombiano, por facilitar las condiciones y proporcionar la información necesaria para realizar este estudio.

Al M.Sc Christian Brenes, mi quinto consejero “espiritual” por su grandiosa asesoría en SIG e importantes comentarios al trabajo.

A mis amigas Andrea, Sheila, Brenda, Adriana, Diana, María Eugenia y Sugey por su amistad sincera que traspasa fronteras, las espero en mi casa, donde quiera que viva (Brenda 2009).

A todos los compañeros y amigos con los que compartí esta maravillosa experiencia durante el 2008 en andino, siempre los recordaré. Igualmente, a mis compañeros de milicia de C3NISSI (Grimaldo 2009), sin su apoyo y oraciones no lo habría logrado.

A mis amigas de siempre Nata, Pao y Dayo porque sé que han estado ahí, incondicionales.

A Sandro Domínguez Del Aguila (mi chilo) por hacer esta experiencia inolvidable.

CONTENIDO

DEDICATORIA III
AGRADECIMIENTOS IV
CONTENIDO VI
RESUMEN IX
ABSTRACT XI
ÍNDICE DE CUADROS XIII
ÍNDICE DE FIGURAS XIV
ACRÓNIMOS XVI
1 INTRODUCCIÓN GENERAL 1
1.1 Objetivos del estudio 3
1.1.1 Objetivo general 3
1.1.2 Objetivos específicos 3
1.2 Hipótesis de investigación 3
2 MARCO CONCEPTUAL 4
2.1 El jaguar 4
2.2 Impactos humanos 6
2.2.1 Fragmentación 6
2.2.2 Cacería 7
2.3 Modelamiento de hábitat 9
2.3.1 Generalidades 9
2.3.2 Modelos ecológicos 11
2.3.2.1 Análisis multicriterio 14
2.3.2.2 Maxent 14
2.4 Aproximaciones para la conservación de la biodiversidad 16
2.4.1 Especies focales 17
2.4.2 Escala de paisaje 19
3 LITERATURA CITADA 20

4 Artículo 1. Modelos de hábitat potencial para el jaguar (*Panthera onca*) en la Región Caribe colombiana 27
RESUMEN 27
4.1 INTRODUCCIÓN 28
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS 30
4.2.1 Área de estudio 30
4.2.1.1 Localización 30
4.2.1.2 Características socioeconómicas 30
4.2.1.3 Características biofísicas 32
4.2.2 Metodología 35
4.2.2.1 Información para generar modelos de hábitat 36
4.2.2.2 Generación de modelos de hábitat potencial para jaguar 37
4.3 RESULTADOS 40
4.3.1 Caracterización de la composición y estructura del paisaje 40
4.3.2 Modelo de hábitat obtenido a partir del análisis multicriterio 41
4.3.3 Modelos de hábitat obtenidos a partir de Maxent 44
4.3.4 Comparación modelos de hábitat potencial para jaguar 50
4.4 DISCUSIÓN 51
4.4.1 Hábitat potencial para jaguar 51
4.4.2 Desempeño de los modelos de hábitat potencial 56
4.4.3 Implicaciones para la conservación en la Región Caribe Colombiana 59
4.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 62
4.6 LITERATURA CITADA 63
5 Artículo 2. Presencia de mamíferos medianos y grandes y conflictos entre la comunidad humana y el jaguar en la Región Caribe colombiana: estudios de caso en la Sierra Nevada de Santa Marta y el Canal del Dique 67
RESUMEN 67
5.1 INTRODUCCIÓN 68
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS 69
5.2.1 Área de estudio 69

5.2.1.1 Localización 69

5.2.2 Metodología 70

5.2.2.1 Caracterización de mamíferos y conflictos humanos-vida silvestre .. 70

5.2.2.2 Patrón espacial de los conflictos con jaguar 70

5.3 RESULTADOS 71

5.3.1 Caracterización de los conflictos 71

5.3.1.1 Mamíferos medianos y grandes en la SNSM y CDD 72

* Relaciones significativas 74

5.3.1.2 Estado de la cacería 74

5.3.1.3 Conflictos humanos-vida silvestre 77

5.3.2 Patrón espacial de los conflictos registrados 78

5.4 DISCUSIÓN 82

5.5 CONCLUSIONES 87

5.6 LITERATURA CITADA 88

ANEXOS 92

RESUMEN

En la Región Caribe colombiana la rápida degradación de los ecosistemas, como resultado de las actividades humanas que demandan cada vez más una mayor cantidad de recursos naturales, ha restringido la distribución del jaguar a los pocos remanentes de áreas naturales que aún se encuentran allí. El Sistema Regional de Áreas Protegidas de la región (SIRAP Caribe) no garantiza el mantenimiento de las poblaciones de jaguar a largo plazo, no solo porque existen vacíos de conservación en él, sino también porque la presión de las actividades humanas en las zonas de amortiguamiento es cada vez mayor. De esta forma, las estrategias de conservación de esta especie debe trascender las áreas protegidas e incluir agropaisajes que se sabe son usados por el jaguar, pero que son considerados hábitats sumideros porque es allí donde la mortalidad de los individuos aumenta. Este estudio pretendió generar información sobre el hábitat potencial del jaguar en el Caribe colombiano, región que cubre una extensión de 132.000 km^2 aproximadamente. Además se buscó caracterizar los conflictos que existen entre las comunidades humanas y la fauna silvestre en dos zonas donde existen remanentes de bosques naturales de gran importancia para los pobladores. Se consideraron variables biofísicas, climáticas y socioeconómicas; y se recopiló a partir de fuentes secundarias 70 datos de presencia de jaguar para todo el Caribe colombiano. También se aplicaron encuestas semiestructuradas a actores claves de la región para diagnosticar información sobre los felinos y sus presas, los conflictos y la cacería.

A través de un análisis multicriterio y el algoritmo de máxima entropía (Maxent) se generaron tres mapas de hábitat potencial, donde se observó una baja disponibilidad de hábitat con calidad potencial alta para jaguar (< 7.000 km^2), siendo el uso del suelo y las variables socieconómicas las que más aportaron a los modelos obtenidos. A pesar de esto, los registros de presencia de jaguar fueron encontrados en áreas con una calidad potencial baja y media, lo que sugiere que los individuos están utilizando zonas de pastizales y vegetación secundaria que coinciden con las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas. Lo más probable es que aspectos de tipo metodológico estén incidiendo sobre lo observado, razón por la cual se sugiere monitorear las áreas donde existen vacios de información para mejorar la capacidad de predicción de los modelos. El modelo multicriterio provee una importante herramienta para los tomadores de decisiones, ya que en él se identificaron valiosas zonas consideradas hábitat

con calidad potencial alta, que aparentemente concuerdan con la realidad en el terreno, y que ya están siendo consideradas dentro de estrategias y acciones de manejo y conservación.

Por otro lado, las dos zonas escogidas para caracterizar los conflictos fueron el Canal del Dique (CDD) y la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), en donde se observaron relaciones significativas respecto al cambio en la cantidad de animales de monte, la presión de caza y los conflictos entre los pobladores locales y la fauna silvestre, particularmente el jaguar. En la SNSM las poblaciones de mamíferos medianos y grandes han aumentado, contrario a lo ocurrido en CDD. En ambas zonas existe una cultura de caza y consumo de carne de animales de monte, no obstante, en la SNSM la cacería es para autoconsumo principalmente. Por su parte, CDD se caracterizó por usar la fauna para fines comerciales, lo que aumenta la presión de caza en esta zona. Sin embargo, es en la SNSM donde la presencia de conflictos es mayor, lo cual estaría relacionado con las características del paisaje y la dinámica socioeconómica que ha ocurrido en los últimos años en esta zona. En este caso, el estudio de los patrones espaciales de los conflictos genera una herramienta importante para evitar los eventos de depredación atribuidos al jaguar en zonas donde aún no han ocurrido, como el CDD; y mitigarlos en aquellas donde ya se han reportado varios ataques, como las estribaciones de la SNSM.

Palabras claves: cacería, escala regional, especies sombrilla, Maxent, herramientas de modelamiento, nichos ecológicos

ABSTRACT

In the Caribbean Region of Colombia the fast degradation of natural ecosystems, consequence of human activities that require a large quantity of natural resources, has limited the distribution of jaguar (*Panthera onca*) to few remnants of natural areas. The Regional System of Protected Areas of the region (SIRAP Caribe) does not support jaguar's populations in the long term because there are conservation gaps and greater pressure of human activities on buffer zones. These are the reasons why the conservation strategies for this species must transcend the protected areas and include agricultural landscapes used by jaguar, but are considered sink habitats because the mortality of individuals increases there. Thus, this study pretended to generate information about the potential habitat of jaguar in the Colombian Caribbean, a region with 132.000 km^2. On the other hand, conflicts between human communities and wildlife were characterized in two zones where there are still remnants of natural forests with great importance for the development of the region. Biophysical, climatic and socioeconomic variables were considered, and 70 data of jaguar's presence were compiled from different secondary sources. In addition, semi-structural interviews were conducted to key actors with the aim to generate a diagnostic about the felids and their prey, the conflicts and hunting.

Three maps of potential habitat for jaguar generated through a multi-criteria analysis and the Maximum Entropy Algorithm (Maxent) allowed concluding that the region has a low availability of habitat with a high potential quality for the species (< 7.000 km^2). The variables that most contributed in the models were land use, settlements density and distance to settlements. However, the jaguar's presence data were located in zones with a low and medium potential quality, suggesting that individuals are using grasslands and zones with secondary vegetation in regeneration process. Probably, methodological aspects such as scale and non independence data have affected the results; for this reason, it is suggested to implement a monitoring program in the areas with information gaps, with the purpose of improving the models' performance. Particularly, the multi-criteria model could be considered as an important tool for decision makers because valuable areas with a high potential quality that were identified in this model are, apparently, coherent with the reality of the landscape, and are already considered in conservation strategies.

Canal del Dique (CDD) and the Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) were the selected zones where the conflict characterization was conducted. Significant relations about the change in mammals' abundance, hunting pressure and conflicts between local people and wildlife were observed. In contrast with CDD, medium and large mammals' populations have increased in the SNSM. Both zones have a hunting culture and the tradition of eating wildlife meat, however, the SNSM was characterized by subsistence hunting. Meanwhile, CDD was characterized by commercial hunting, increasing the pressure over the mammals' populations. On the other hand, the predation events are frequently in SNSM, which could be related with the landscape characteristics and the socioeconomic dynamic that has occurred in the zones the last ten years. Finally, the study of conflicts' spatial patterns is an important tool to prevent the predation events attributed to jaguar in zones where it has not occurred yet, for example in CDD; likewise, to mitigate the problems in zones where numerous reports of attacks already exist, such as the buffer zones of the SNSM.

Key words: ecological niches, flagship species, hunting, Maxent, modeling tools, regional scale

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Especies clave y sus posibles efectos al ser removidas de sus ecosistemas *18*
Cuadro 2. Biomas de la Región Caribe Colombiana (IGAC 2007) *34*
Cuadro 3. Fases, objetivos y productos del estudio *36*
Cuadro 4. Variables y rangos usados para la identificación de hábitat potencial del jaguar a través del análisis multicriterio *39*
Cuadro 5. Estructura del paisaje de la Región Caribe colombiana *40*
Cuadro 6. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo multicriterio *42*
Cuadro 7. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo1 ..... *45*
Cuadro 8. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo2 ..... *48*
Cuadro 9. Coeficientes de correlación de Spearman entre los modelos inductivos y el deductivo *51*
Cuadro 10. Tablas de contingencia entre el modelo multicriterio y el modelo1 ..... *51*
Cuadro 11. Tablas de contingencia entre el modelo multicriterio y el modelo2 ..... *51*
Cuadro 12. Variables utilizadas para identificar patrones espaciales de los eventos de depredación de animales domésticos atribuidos al jaguar en la SNSM y CDD *71*
Cuadro 13. Frecuencia relativa de especies presas de jaguar valoradas por los encuestados en el CDD y la SNSM *74*
Cuadro 14. Número de personas que practican la cacería de animales silvestres en la SNSM y el CDD *74*
Cuadro 15. Frecuencia de respuestas al preguntar por la presencia de cacería en la SNSM y el CDD *75*
Cuadro 16. Número de cazadores en la SNSM y el CDD *75*
Cuadro 17. Frecuencia de animales domésticos en la SNSM y el CDD *77*

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estados del paisaje de acuerdo al nivel de alteración del hábitat original intacto (a); variegado (b); fragmentado (c); relictual (d) *7*
Figura 2. Mapas de la distribución potencial de Arnica montana utilizando Maxent. *16*
Figura 3. Representación esquemática para identificar especies focales *19*
Figura 4. Ubicación de la Región Caribe Colombiana *31*
Figura 5. Área promedio (barras) y error estándar (líneas) de parches para las ocho clases que tuvieron la mayor área total. *41*
Figura 6. Extensión porcentual de las categorías de hábitat potencial para jaguar en el Caribe colombiano a partir del análisis multicriterio *42*
Figura 7. Modelo de calidad potencial de hábitat para el jaguar en La Región Caribe colombiana a partir del análisis multicriterio *43*
Figura 8. Evaluación del modelo1 a través de los análisis del área bajo la curva (AUC) *44*
Figura 9. Resultado de Jackknife sobre la importancia de las variables considerando el área bajo la curva (AUC). *45*
Figura 10. Extensión porcentual de las categorías de calidad potencial de hábitat para el jaguar a partir del modelo1 ..... *45*
Figura 11. Modelo de calidad potencial de hábitat para jaguar en la Región Caribe colombiana a partir Maxent (n=53) *46*
Figura 12. Evaluación del modelo2 a través de los análisis ROC y AUC *47*
Figura 13. Resultado de Jackknife sobre la importancia de las variables considerando el AUC en el modelo2 ..... *48*
Figura 14 . Extensión porcentual de las categorías de calidad potencial de hábitat para el jaguar a partir del modelo2 ..... *48*
Figura 15. Modelo de calidad potencial de hábitat para jaguar en la Región Caribe colombiana a partir Maxent (n=10) *49*
Figura 16. Presencia de jaguar en relación a la calidad potencial de hábitat de los tres modelos generados en la Región Caribe colombiana *50*
Figura 17. Localización de las dos zonas seleccionadas para los estudios de caso en la Región Caribe Colombiana *69*

Figura 18. Frecuencia de respuesta para la edad (a), el origen (b), el nivel de educación (c) y la ocupación (d) de los entrevistados (barras negras corresponden a la SNSM y barras grises al CDD)..... *72*
Figura 19. Análisis de correspondencia para la identificación de mamíferos medianos y grandes en la SNSM y el CDD..... *73*
Figura 20. Análisis de correspondencia por procedencia de cazadores, cantidad de cazadores y existencia de mercado en la SNSM y el CDD..... *76*
Figura 21. Análisis de correspondencia por presencia de animales domésticos y ocurrencia de ataques en la SNSM y el CDD..... *78*
Figura 22. Probabilidad de eventos de depredación en el departamento del Magdalena a partir de los reportes realizados por la comunidad (n=12)..... *79*
Figura 23. Variables con mayor porcentaje de contribución al modelo..... *80*
Figura 24. Relación entre la probabilidad de eventos de depredación de jaguar a animales domésticos y las variables biofísicas, climáticas y socioeconómicas analizadas en la SNSM *81*
Figura 25. Localización de los eventos de depredación en relación a la calidad potencial del hábitat identificada en los modelos inductivos y el modelo deductivo, en la SNSM..... *82*

ACRÓNIMOS

CI	Conservación Internacional
CARDIQUE	Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique
CORPOCESAR	Corporación Autónoma Regional del Cesar
CORPOGUAJIRA	Corporación Autónoma Regional de la Guajira
CORPAMAG	Corporación Autónoma Regional del Magdalena
UAESPNN	Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales
ProCAT	Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras
SIG	Sistemas de Información Geográfica
msnm	Metros sobre el nivel del mar

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

La biodiversidad es la variación en todos los niveles de organización biológica, desde los genes hasta el paisaje, incluyendo al hombre (Lindenmayer y Burgaman 2005). La extinción local y global de especies a causa de las actividades humanas ha disminuido dicha biodiversidad (Primack et ál. 1998). La introducción de especies exóticas, la contaminación, la sobreexplotación de los recursos naturales, el cambio climático, la desertificación y degradación del hábitat son los problemas de conservación que se presentan actualmente en el planeta (Primack et ál. 1998). No obstante, uno de los problemas más graves es la destrucción del hábitat natural y su conversión a tierras agrícolas y ganaderas (Lindenmayer y Franklin 2002). Esto se evidencia en la última evaluación de los recursos forestales mundiales realizada por la FAO en el 2005, donde se concluyó que los bosques cubren un 30% del globo terráqueo siendo alarmante el ritmo de conversión de bosques a tierras agrícolas, el cual para esa fecha estaba en 13 millones de hectáreas al año; sin olvidar que la distribución de los bosques no es equitativa y por lo tanto, la deforestación se concentra en países del trópico como Brasil (FAO 2005).

Debido a que los procesos de fragmentación y degradación de hábitats naturales ocurren cada vez de forma más rápida y a diferentes escalas, el estudio de este componente es esencial en los campos de la ecología del paisaje y la biología de la conservación (Lindenmayer y Franklin 2002). El conocimiento generado en estas disciplinas es indispensable para establecer estrategias de manejo y conservación que conlleven al mantenimiento de las especies en conjunto con el desarrollo humano sostenible. Es así que herramientas como los Sistemas de Información Geográfica y los programas de modelamiento generados en la última década se han convertido en uno de los métodos más utilizados y efectivos para analizar los nichos ecológicos de las especies y conocer su respuesta frente a los graves impactos humanos (Hirzel et ál. 2006, Phillips et ál. 2006).

Particularmente, los grandes carnívoros son los más vulnerables a los cambios en su hábitat, debido a los amplios rangos de hogar que presentan y los conflictos directos que se generan al aumentar la frontera agrícola y disminuir la disponibilidad de recursos tan importantes como el alimento (Redford 1992, Crooks 2002). Esto conlleva a que sean el

primer grupo en desaparecer en un ecosistema, lo que ha convertido la conservación de estas especies en un reto para la biología de la conservación (Redford 2005). Sin embargo, es por esta misma causa que los grandes carnívoros son escogidos como herramienta para implementar estrategias que impliquen la conservación de una mayor biodiversidad, a una mayor escala, basados en el rol ecológico que juegan en el mantenimiento de un ecosistema y el valor intrínseco como componente de la naturaleza (Ray 2005).

El jaguar (*Panthera onca*) siendo el felino más grande del continente Americano (Nowell y Jackson 1996), está categorizado como una especie Casi Amenazada (IUCN 2008), se encuentra en el Apéndice I del CITES y en el Libro Rojo de Mamíferos de Colombia (Rodríguez-Mahecha et ál. 2006). Anteriormente su rango geográfico iba desde el sur de Norteamérica hasta el sur de Argentina (Seymour 1989); sin embargo, su distribución se ha visto drásticamente disminuida a menos del 50% debido, precisamente, a la pérdida y degradación de su hábitat (Soisalo y Cavalcanti 2006) y la persecución directa por el hombre como resultado de los conflictos con las comunidades humanas (Conforti y Azevedo 2003).

Un claro ejemplo de los problemas de conservación se evidencia en la Región Caribe de Colombia, donde los bosques secos tropicales se han convertido en franjas angostas y la vegetación original de los cuerpos de agua fue sustituida por campos agrícolas y pastizales para ganadería de tipo extensiva (IAVH 1998). Ambas situaciones han diezmado y amenazan constantemente las poblaciones de mamíferos de gran tamaño incluido el jaguar, la cual se intensifica por las actividades de cacería que se presenta en la región sobres sus presas y la cacería directa como retaliación de los pobladores por los ataques a sus animales domésticos (Conservación Internacional 2008).

En este contexto, la generación de conocimiento sobre los remanentes de hábitats naturales y, por ende, la distribución potencial del jaguar, son una prioridad para darle a los tomadores de decisiones las herramientas necesarias que los lleven a plantear soluciones y estrategias de manejo y conservación para la especie y su hábitat, buscando siempre el beneficio para la comunidad local y teniendo en cuenta el impacto de sus actividades socioeconómicas sobre la biodiversidad de la cual dependemos.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Proporcionar información base sobre el jaguar (*Panthera onca*) para propósitos de manejo y conservación en la Región del Caribe Colombiano.

1.1.2 Objetivos específicos

a) Identificar las áreas consideradas hábitat potencial del jaguar en la Región Caribe.
b) Determinar los parámetros biofísicos y socioeconómicos más relacionados con la presencia del jaguar en el área de estudio.
c) Caracterizar los conflictos existentes entre las comunidades locales y la fauna silvestre en la región.

1.2 Hipótesis de investigación

a) Áreas con una mayor cobertura vegetal, mayor pendiente y con elevaciones menores a 2.000 msnm serán las que representan un hábitat más óptimo para el jaguar; mientras que las áreas más cercanas a carreteras, poblados y con mayor densidad humana son un hábitat menos apropiado.
b) El uso del suelo y las variables socioeconómicas influyen en mayor proporción sobre la disponibilidad potencial de hábitat.
c) Los conflictos entre las comunidades locales y el jaguar están relacionados con el origen étnico; las comunidades indígenas presentarán menos intensidad de conflictos, contrario a las comunidades campesinas.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 El jaguar

En el mundo existen cuatro especies de felinos pertenecientes al género *Panthera*, siendo el jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) el único que se encuentra en América. Ancestros del género (ej. *P. gombaszoegensis*) migraron al continente en el Pleistoceno medio (Seymour 1989). Los registros fósiles más antiguos han sido encontrados en Norteamérica y datan de 1,5 millones de años antes del presente aproximadamente (Eizirik et ál. 2001). La forma fósil comúnmente llamada *Panthera onca augusta* es entre 15 y 20% más larga que los individuos actuales, evidenciando una reducción en el tamaño de los miembros posteriores durante el Pleistoceno, lo cual parece ser una adaptación para saltar y trepar (Seymour 1989).

El jaguar se caracteriza por presentar un patrón de manchas en forma de rosetas no uniformes que rodean una mancha negra más pequeña. Su tamaño varía de 1,57 a 2,19 m de largo en las hembras y 1,72 y 2,41 m en los machos (Seymour 1989). Los individuos registrados en las zonas boscosas son de menor tamaño (ej. 57 kg los machos y 42 kg las hembras) que aquellos de áreas más abiertas (ej. 100 kg los machos y 76 kg las hembras), debido a las diferencias en el tamaño de sus presas (Nowel y Jackson 1996). Generalmente son solitarios, solo se han observado en grupo cuando están en época de apareamiento o las madres están con sus crías (Seymour 1989). Aunque se han caracterizado por ser nocturnos, recientes estudios han demostrado que también son activos durante el día (Nowel y Jackson 1996, González-Maya et ál. 2008). Respecto a su reproducción, los picos de nacimiento coinciden con la época en la que hay mayor disponibilidad de presas (Nowel y Jackson 1996).

De acuerdo con Seymour (1989), más de 85 especies han sido incluidas dentro de la dieta del jaguar, siendo los mamíferos el principal componente. Se ha observado que prefieren las presas de tamaño mediano a grande (>1 o 2 kg), lo cual varia a lo largo de su rango de distribución (Núñez et ál. 2000); es decir, conforme se alejan del ecuador se alimentan usualmente de presas grandes y en cuanto más cerca del ecuador se alimentan de presas medianas (López-González y Miller 2002). Sin embargo, son considerados oportunistas y su dieta depende de la densidad de presas y su vulnerabilidad de ser cazadas (Seymour 1989); por

ejemplo, en el estudio de Polisar et ál. (2003) en Venezuela el jaguar mostró mayor preferencia por presas grandes (ej. capibara, pecarí de collar). Por otra parte, a pesar de su oportunismo, estudios coinciden en la importancia del armadillo (*Dasypus novemcinctus*) y los pecarí (*Tayassu tajacu, Tayassu pecari*) al aporte de biomasa del jaguar en diferentes tipos de hábitat (Núñez et ál. 2000, Garla et ál. 2001, Polisar et ál. 2001, Novack et ál. 2005, Weckel et ál. 2006).

Entre tanto, en la década de los 70's el rango de distribución geográfica del jaguar incluía los estados de Arizona, Nuevo México y Texas en Norte América (Daggett y Henning 1974, Brown 1983) hasta Río Negro y Río Santa Cruz en Argentina (Nowel y Jackson 1996, Perovic y Herrán 1998). Sin embargo, en Estados Unidos el jaguar fue eliminado en el suroeste por las medidas de control relacionadas con el establecimiento y el desarrollo de la industria ganadera (Brown 1983) y en Argentina el 85% de su rango se ha reducido por la pérdida de hábitat y la cacería (Altrichter et ál. 2006). Hasta 1989 la especie no se había registrado en El Salvador, Uruguay, la costa de Brasil, Chile y Nicaragua (Seymour 1989). Sin embargo, Leite et ál. (2002) calcularon una población de 200 ± 85 individuos para el bosque atlántico costero de Brasil; y en Nicaragua la WCS realiza estudios para estimar la población empleando trampas cámara.

Considerando el amplio rango de distribución, el jaguar se ha registrado en una gran variedad de hábitats que incluye desde el bosque húmedo tropical hasta el bosque seco deciduo, además de sabanas inundables (pantanal y llanos), pampas y matorrales, mostrando siempre preferencia por las áreas con cobertura de bosque más densa (Nowel y Jackson 1996). Recientemente, González-Maya et ál (2008) registraron la presencia de la especie a 2.100 msnm en la Región de Talamanca en Costa Rica; lo cual genera los primeros insumos en el esclarecimiento de la distribución altitudinal y las poblaciones de montaña que han sido pobremente estudiadas.

Por último, estimaciones de densidad poblacional muestran diferencias entre los rangos de hogar de machos y hembras, siendo estos últimos de menor tamaño. En Bolivia se estimaron densidades de un individuo macho cada 30–45 km^2 y un individuo hembra cada 20 km^2, respectivamente (Maffei y Cuellar 2004). A su vez, en un estudio realizado en el pantanal

Brasilero se registraron cinco hembras y tres machos en un área de 112,2 km, lo que implica una densidad de 0,07 individuos adultos/km^2 (Azevedo y Murray 2007a). Otro estudio en el mismo tipo de hábitat mostro una densidad de 6,5 y 6,6 jaguares/100 km^2 (Soisalo y Cavalcanti 2006).

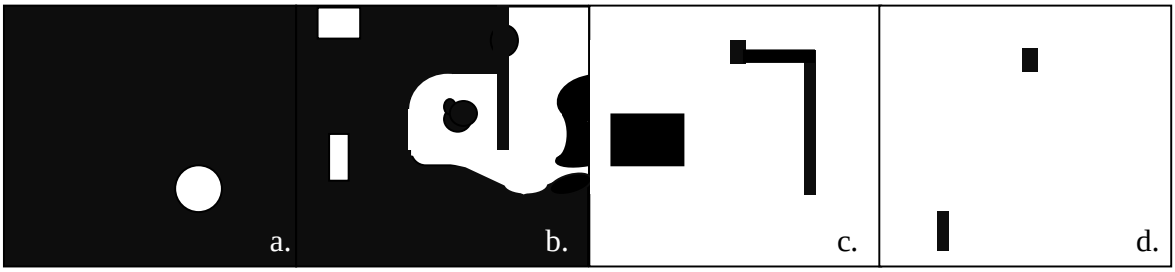
2.2 Impactos humanos

2.2.1 Fragmentación

Las actividades humanas ocasionan una de las principales amenazas sobre la biodiversidad, la pérdida de hábitat. Esta puede ser total o parcial, cuando ocurre el primer caso se habla de destrucción de hábitat y cuando ocurre el segundo de degradación (Primack et ál. 1998). La destrucción de hábitat conlleva la pérdida de todos los componentes estructurales de la vegetación que se encontraban originalmente y la mayoría de especies; por su parte la degradación implica modificaciones en la estructura, la composición biótica y la funcionalidad del hábitat, siendo un claro ejemplo la cacería (Redford 1992).

La pérdida de hábitat es el resultado de los procesos de fragmentación, entendiéndose ésta como “la transformación de áreas extensas de hábitat en un número de parches menos extensos, con una menor área total y aislados entre sí por una matriz distinta a la original” (Fahrig 2003). Esta transformación genera cuatro estados del paisaje de acuerdo al nivel de alteración del hábitat original: intacto, variegado, fragmentado y relictual (Figura 1). Los paisajes intactos tienen más del 90% de su hábitat natural, los variegados entre 60 y 90%, los fragmentados entre 10 y 60% y los relictuales menos del 10% (McIntyre y Hobbs 1999)

Existen efectos directos e indirectos de la perdida de hábitat sobre la biodiversidad. Los primeros incluyen la disminución en la riqueza de especies, en la abundancia y distribución poblacional y en la diversidad genética. En los segundos están la reducción en la cadena trófica, alteración en las interacciones entre especies, la reducción en el número de especies de gran tamaño, alteración del éxito reproductivo, en los procesos de dispersión, en la tasa de depredación y en la tasa óptima de forrajeo (Fahrig 2003).



Fuente. McIntyre y Hobbs (1999)

Figura 1. Estados del paisaje de acuerdo al nivel de alteración del hábitat original intacto (a); variegado (b); fragmentado (c); relictual (d)

Las especies responden de diferente manera ante la destrucción y fragmentación de su hábitat. Uno de los grupos de fauna más vulnerable a estos cambios son los mamíferos, particularmente los medianos y grandes (Crooks 2002). Esto se debe al tamaño y número de los parches que resultan de la fragmentación, los cuales son insuficientes para mantener poblaciones mínimas viables de especies que presentan amplios rangos de hogar (Kattan 2002). Por esta razón, la vulnerabilidad de los mamíferos varía dependiendo de su capacidad de adaptación a los cambios en su hábitat (Cuarón 2000, Umapathy y Kumar 2000).

Algunas especies se van a ver afectadas negativamente al reducir sus tamaños poblacionales; otras en cambio se van a beneficiar y mantendrán sus poblaciones más o menos estables al poder utilizar los parches de hábitat y la matriz (Emmons 1990, Cuarón 2000, Naughton-Treves et ál. 2003). Las especies afectadas negativamente presentan características como baja fecundidad, baja tasa de sobrevivencia, baja tolerancia y pequeños números poblacionales (Bennett 1990, Bodmer et ál. 1997, Bentley et ál. 2000), coincidiendo generalmente con los medianos y grandes mamíferos (Peres 2000, Crooks 2002, Naughton-Treves et ál. 2003).

2.2.2 Cacería

La fauna silvestre es la principal fuente de proteína animal para las comunidades indígenas y campesinos en el trópico (Robinson y Bodmer 1999); y una importante fuente de ingreso por las ganancias generadas de su comercio (Novaro et ál. 2000). Sin embargo, la

cacería es la segunda causa de extinción de especies, después de la destrucción de hábitat (Bodmer et ál. 1997).

Con base en datos de los 80's, Redford (1992) reporta que se cazaban 60 millones de animales cada año en los bosques neotropicales. Peres (2000) extrapola entre 9,6 y 23,5 millones de reptiles, aves y mamíferos consumidos por la población rural en la Amazonia Brasilera. Por su parte, Bodmer y Lozano (2001) estimaron, en el noreste de la Amazonía Peruana, que en el sector rural la presión anual promedio en 100 km^2 estaba entre 133 y 255 individuos. Adicionalmente, la cantidad total de dinero gastado por los consumidores de carne de fauna silvestre fue de US$250.268 anuales. El valor total del comercio de piel de pecarí se calculó en US$ 4.868.500 al año, de los cuales el 1,5% corresponde a los cazadores rurales, el 11,1% al sector urbano y el 87,3% a la industria internacional (Bodmer y Lozano 2001).

Los mamíferos son el grupo más cazado por encima de las aves y reptiles (Redford 1992). Peres (2000) valoró que los mamíferos representan entre 6,4 y 15,8 millones de individuos, lo que equivale a 60.426 a 148.150 toneladas de biomasa. Esta tasa de cacería llevo a Redford (1992) a plantear su teoría sobre el "bosque vacio" o *empty forest*, donde los mamíferos herbívoros y carnívoros de más de un kilogramos de peso están ausentes o con bajos números poblacionales en bosques que aparentemente se encuentran bien conservados. Las consecuencias de este efecto se evidencian en dos procesos ecológicos: la dispersión de semillas y la regeneración vegetal. Ambos procesos se alteran porque las especies de mamíferos medianos y grandes dispersores de semillas disminuyen su tamaño poblacional y, por ende, se incrementa la densidad de semillas y las poblaciones de insectos y microbios que las atacan (Wright y Duber 2001); y, además, aumentan las poblaciones de especies predadoras de semillas como los pequeños roedores (Roldan y Simonetti 2001).

No obstante, cuando se habla sobre la cacería de mamíferos medianos y grandes inevitablemente hay que referirse a los conflictos que existen entre éstos y el hombre. En todos los continentes, los conflictos más graves se presentan con los grandes carnívoros. Michalski et ál. (2006) describe algunas de las razones por las cuales los conflictos con estas especies son más preocupantes:

1. Los amplios rangos de hogar que presentan estas especies implican un recurrente conflicto con los humanos, particularmente en áreas donde manejan el ganado de forma extensiva,
2. Los grandes carnívoros se especializan en presas naturales o domésticas, sin embargo, como los animales domésticos son más fáciles de cazar, los carnívoros se acostumbran a depredar este tipo de animales (Crawshaw 2004) y,
3. La pérdida y degradación de hábitat aumentan la proximidad entre los grandes carnívoros y los humanos, a tal punto de evidenciarse una mayor frecuencia de ataques a ganado en las fronteras de las áreas deforestadas (Azevedo y Murray 2007b)

Es claro que las razones expuestas no actúan de manera independiente, lo cual hace más dispendioso generar estrategias de manejo que, al menos, mitiguen los conflictos que se presentan y beneficien a las comunidades humanas y las especies de grandes carnívoros. Actualmente la solución más eficiente para las personas es eliminar a los animales con los que mantienen el conflicto (Crawshaw 2004) y, aunque las pérdidas de ganado no son significativas, las de las especies sí. En un estudio realizado por Payan (2006) en el Orinoco Colombiano, se observó que la pérdida de ganado por finca nunca excede el 5% del total del hato, pero la estimación de individuos de jaguar cazados fue de 0,4 individuos por cada 100 km^2. Igualmente, en la Región de Alta Floresta en la Amazonía Brasilera, el promedio de cabezas de ganado perdidas no excede el 1,24% en dos años; pero la tasa promedio anual de pumas y jaguares muertos es de 0,31 individuos por cada 100 km^2 (Michalski et ál. 2006). De allí, que la cacería ocasionada por los conflictos fauna-humanos sean uno de los motores esenciales en la reducción del número poblacional de las especies y la extinción local de sus poblaciones.

2.3 Modelamiento de hábitat

2.3.1 Generalidades

El hábitat se refiere a "*el tipo de ambiente donde una especie se encuentra, descrito este en términos físicos y químicos*" (Whittaker 1970). Su disponibilidad es uno de los factores

principales que influye en la distribución de los organismos (Lindenmayer y Franklin 2002) y su selección tiene implicaciones considerables sobre la persistencia de las poblaciones, al maximizar el *fitness* de aquellos organismos que son favorecidos por seleccionar hábitats apropiados (Holt 1993, Krebs 2000).

De acuerdo con Lindenmayer y Franklin (2002) un hábitat apropiado es aquel donde ocurre una reproducción a una tasa lo suficientemente alta para mantener el crecimiento poblacional a largo plazo. Otros autores lo definen como aquellas áreas que tienen las condiciones suficientes para que las necesidades de alimento, refugio y reproducción de una determinada especie sean cumplidas (Fahrig y Merriam 1994, Mysterud y Ims 1998). Al combinar estas dos definiciones se obtiene el concepto de nicho propuesto por Hutchinson (1957), el cual sostiene que el nicho fundamental es el conjunto de condiciones que permite la sobrevivencia de la especie a largo plazo y el nicho realizado una porción del nicho fundamental que usa en un determinado tiempo (Phillips et ál. 2006). Basados en estos conceptos, las áreas cuyas condiciones rigen el nicho fundamental de la especie representan su distribución potencial. Por otro lado, aquellas áreas que ocupa actualmente representan su distribución real. En este sentido, la predicción realizada de la distribución va a ser menor que la distribución potencial (Phillips et ál. 2006)

La complejidad y heterogeneidad son dos aspectos importantes del hábitat. La complejidad se refiere al desarrollo del estrato vertical dentro de un hábitat; mientras que la heterogeneidad está relacionada con la variación horizontal de la fisionomía del hábitat. Cuando ambos aspectos se incrementan, la provisión de nichos en un determinado espacio también aumenta, al igual que la riqueza de especies (August 1983). Adicionalmente, la heterogeneidad del hábitat determinará la presencia o no de ciertas especies y el número de individuos, al jugar un papel importante en su desplazamiento (Kattan 2002).

El arreglo de las unidades de hábitat para proveer alimento y cobertura genera una diversidad paisajística que le permite a un determinado número de individuos y especies cumplir con sus requerimientos (Patton 1991). De esta forma, para una especie su hábitat potencial está conformado por varias unidades de hábitat separadas desde un punto de vista

funcional; lo que implica que existen hábitats para reproducción, hábitats para alimentación, hábitats para desplazamiento y áreas no habitables (Fahrig y Merriam 1994).

En cuanto a la distribución, se habla de distribución geográfica de especies y distribución local de los individuos de una población (Vaughan 2000). La distribución local está relacionada con la presencia o no de recursos apropiados en un determinado hábitat, la dispersión, la conducta, las condiciones abióticas (ej. clima) y las interacciones con otros individuos. También es la respuesta ante los cambios que ocurren en su ambiente, positivos o negativos, de origen natural o antrópico (Krebs 2000).

Uno de los factores más importantes que restringe la distribución de una especie es la dispersión (Krebs 2000). De la capacidad de dispersión de los organismos dependen los procesos de recolonización que necesariamente deben existir para que la especie mantenga su distribución a escala regional, ya que existen fluctuaciones en la abundancia local que generan la posibilidad de extinción poblacional en un determinado parche; cabe anotar que estas fluctuaciones deben ser asincrónicas para que no ocurra una extinción regional (Fahrig y Merriam 1994). Tanto los procesos de recolonización como de extinción hacen parte de la dinámica metapoblacional, entendiéndose una metapoblación como un "grupo de subpoblaciones de una especie determinada, cada una ocupando un parche de hábitat, y separadas en el espacio pero unidas funcionalmente a través de procesos de emigración e inmigración (a través de la dispersión) de individuos y también genes" (Begon et ál. 2006).

2.3.2 Modelos ecológicos

Jorgensen (1992) define un modelo como la "*síntesis de elementos que se conocen de un sistema*", por lo cual su calidad depende del grado de conocimiento que tenga el investigador sobre dichos elementos y la disponibilidad de datos. En ecología, los modelos no son solo una herramienta para analizar el sistema, también para observar las reacciones de este frente a algún impacto. Sin embargo, los modelos ecológicos deben incluir aspectos de interés para un problema en particular, ya que no es posible contener todos los factores que pueden estar influyendo.

Particularmente, en el campo de la ecología y biología de la conservación el explicar la relación entre las especies y su ambiente ha sido un aspecto importante a considerar, mas ahora con el surgimiento y desarrollo de herramientas útiles, rápidas y eficientes como lo son los sistemas de información geográfica. Por esta razón, el modelamiento de hábitat y distribución de especies ha recibido mayor atención (Illoldi-Rangel et ál. 2004, Peterson et ál. 2007).

En este campo se han desarrollado dos aproximaciones, la deductiva y la inductiva. En la primera la relación hábitat-especie se analiza a partir del conocimiento de uno o varios expertos; en la segunda la relación se genera a partir de un conjunto de observaciones y los valores de variables ambientales (Ottaviani et ál. 2004). A su vez, estas aproximaciones están relacionadas, respectivamente, con los tipos de modelos conceptuales y empíricos (Patton 1992), y los estáticos y dinámicos (Guisan y Zimmermann 2000).

Escoger uno de los tipos de modelos depende de los objetivos planteados y de la disponibilidad de información que exista acerca de la especie o la facilidad para adquirirla (Guisan y Zimmermann 2000). De esta forma, cuando la información proviene de diferentes fuentes y no existe un diseño de muestreo claramente definido, la aproximación deductiva es la mejor opción. Adicionalmente, es más útil para especies raras, con baja detectabilidad o poco estudiadas. Sin embargo, requiere de una validación estadística más robusta (Ottaviani et ál. 2004).

La formulación estadística también se incluye en la modelación de hábitat y distribución de especies. Para este caso se tendrá en cuenta la definición de Guisan y Zimmermann (2000) que consiste en la "*aproximación estadística óptima en relación con el contexto del modelo*". Los mismos autores han agrupado las aproximaciones que actualmente se usan de la siguiente forma: (1) regresiones múltiples y sus formas generalizadas, (2) técnicas de clasificación, (3) paquetes ambientales, (4) técnicas de ordenación, (5) aproximación Bayesiana, (6) redes neuronales y (7) aproximación mixta que incluye varios métodos.

Para escoger una de las aproximaciones estadísticas es necesario tener en cuenta el tipo de datos con los que se está trabajando, es decir, si se cuenta con datos de presencia/ausencia

de la especie o con datos de solo presencia. Cuando se tienen los primeros tipos de datos (presencia/ausencia) usualmente se emplean aproximaciones del primer grupo como regresiones logísticas. Cuando se cuentan con datos del segundo tipo (presencia), siendo este la mayoría de los casos, se opta por aproximaciones del tercer grupo como BIOCLIM y DOMAIN, o aproximaciones mixtas como GARP (*Genetic Algorithm for Rule Set Production*), ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*) y Maxent (*Maximum Entropy*) (Chefaoui et ál. 2005, Herkt. 2005, Phillips et ál. 2006).

Otro aspecto a considerar y que es prerrequisito tener es el modelo de elevación digital (DEM), ya que a partir de este se generarán los mapas de variables biofísicas, como la pendiente, y se determinará la resolución espacial de todos los mapas resultantes (Guisan y Zimmermann 2000). La resolución espacial, a su vez es un aspecto clave para la precisión y fiabilidad de los resultados obtenidos, además de la escala y la unidad mínima de mapeo. En este sentido, el modelo tendrá una baja resolución cuando el área terrestre representada en cada pixel es mayor al área requerida para soportar una población; lo contrario sucede cuando el área terrestre es menor y se hacen visibles más detalles (Chefaoui et ál. 2005)

Por último, uno de los pasos más importantes para desarrollar un modelo de hábitat y distribución es definir los parámetros o variables que se consideran importantes e influyen en la relación especie-hábitat (Patton 1999), ya que estas van a definir la precisión y capacidad de predicción del modelo (Guisan y Zimmermann 2000). Existen tres tipos de variables ecológicas que influyen en la distribución de los organismos. Las variables de recursos, las cuales se refieren a la materia y energía consumida por los individuos, por ejemplo nutrientes, agua y alimento. Las variables directas que son los parámetros ambientales de importancia fisiológica como la temperatura y el pH. Por último, las variables indirectas que no influyen directamente sobre el rendimiento de los individuos e incluyen la pendiente, aspecto, elevación, topografía, posición, tipo de hábitat, geología, entre otras (Guisan y Zimmermann 2000, Austin 2002). Las variables indirectas son más fáciles de medir en campo y muestran, generalmente, una buena correlación con los patrones observados (Guisan y Zimmermann 2000).

2.3.2.1 Análisis multicriterio

El análisis multicriterio se incluye dentro de la aproximación deductiva para generar modelos ecológicos. Se define como un conjunto de técnicas orientadas a facilitar los procesos de decisión que integran dos o más atributos (Tecle y Duckstein 1993) y donde se presentan problemas o conflictos de manejo al considerar un gran número de relaciones que ocurren en el mundo real (Munda et ál.1998).

Santé y Crecente (2005) mencionan diferentes técnicas para realizar el análisis multicriterio incluyendo la suma lineal ponderada, el análisis de punto ideal y el proceso de las jerarquías analíticas. En las tres técnicas se seleccionan variables que son consideradas criterios, a los cuales se le asignan pesos de acuerdo a su importancia. Sin embargo, para que el modelo sea lo menos sesgado posible, se recomienda que dicha asignación sea hecha por personas con conocimiento y experiencia en el tema tratado (Tzeng et ál. 2002). Por esta razón los pesos o valores asignados deben ser estandarizados con el fin de disminuir las posibilidades de interpretación de cada experto o persona que participe en su asignación (Barrios et ál. 2006).

Posteriormente, las variables en formato *layer* son analizadas a través de los Sistemas de Información Geográfica, convirtiendo el análisis multicriterio en uno de los procedimientos más importantes para la toma de decisiones (Buzai y Baxendale 2006), ya que los mapas generados a partir de los pesos asignados representan la suma de ellos para cada *grid*. Así, en términos prácticos, el análisis multicriterio permite identificar zonas que presentan rasgos comunes para un determinado objetivo (Barrios et ál. 2006), y brinda nuevas guías para la planificación territorial y la resolución de conflictos en sectores específicos a diferente escalas (Buzai y Baxendale 2006).

2.3.2.2 Maxent

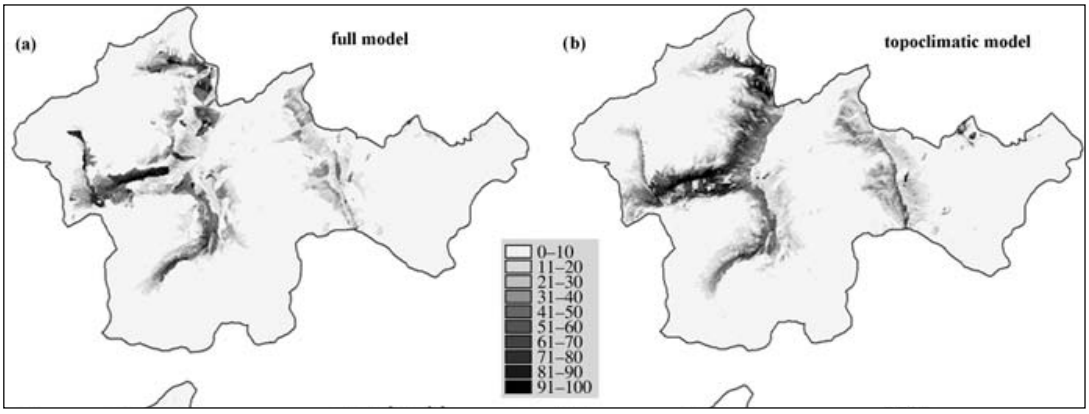
Maxent es un modelo estadístico incluido dentro de la aproximación inductiva, basado en la teoría de la máxima entropía y empleado cuando se tienen datos incompletos, es decir, cuando no se tienen datos de ausencia verificados luego de realizar un muestreo, si no un grupo de ocurrencia o presencia conocidos (Phillips y Dudík 2008). Emplea un algoritmo

determinístico para estimar la probabilidad de distribución más apropiada, se parte de una ganancia de cero que incrementa hacia una asíntota durante la corrida del modelo. La ganancia se relaciona estrechamente con la desviación, una medida de precisión de ajuste usada generalmente en modelos aditivos y lineales. Al final de la corrida, la ganancia indica qué tan concentrado está el modelo alrededor de las muestras de presencia (Phillips et ál. 2006).

Algunas de las ventajas del uso de Maxent son (Phillips et ál. 2006):

1. Permite trabajar con datos de solo presencia (información incompleta).
2. Utiliza variables ambientales continuas y categóricas.
3. Incorpora las interacciones posibles entre diferentes variables.
4. Su aditividad permite interpretar cómo se relaciona cada variable con la distribución apropiada.
5. Ayuda a evitar el sobreajuste del modelo cuando hay pocos registros de presencia.
6. Consiste en una aproximación generativa por lo que puede trabajar con pocos datos.

El mapa de hábitat potencial resultante se compondrá de celdas cuyos valores están entre un rango de 0 a 100 (Figura 2), indicando qué tan cercanas se encuentran las variables seleccionadas de las condiciones óptimas para la especie; los valores más altos, cercanos a 100, corresponden a un hábitat más apropiado (Parolo et ál. 2008); por ejemplo, en el caso del jaguar, los pixeles con los valores más altos serían aquellos que tienen bosques (variable categórica), una mayor cercanía a cuerpos de agua (variable cuantitativa), una mayor distancia a carreteras y asentamientos humanos (variable cuantitativa).



Fuente. Parolo et ál. (2008)

Figura 2. Mapas de la distribución potencial de Arnica montana utilizando Maxent.

Para evaluar el modelo se emplea el mismo juego de datos. En teoría deberían utilizarse datos de presencia diferentes (Ottaviani et ál. 2004); sin embargo, en la práctica las dificultades para realizar otro muestreo limita esta evaluación. En dado caso que el tamaño de la muestra permita fraccionar los datos en dos grupos y seleccionar uno de prueba, se aplica la curva operada por el receptor (ROC, en ingles) y el tratamiento descrito por Phillips et ál. (2006) a datos de solo presencia. Si el tamaño de muestra no permite separar un porcentaje de los datos, se aplicará el procedimiento de Jackknife, el cual también se emplea cuando el tamaño de la muestra es pequeño (Carter et ál. 2006, Herkt 2007, Guisan y Zimmermann 2008). La prueba de Jackknife permite estimar cuales son las variables más importantes en el modelo, de tal forma que se generan tres conjuntos de modelos; el primero en donde se excluye una variable, el segundo usando cada variable de manera independiente y el tercero usando todas las variables (Phillips et ál. 2006).

2.4 Aproximaciones para la conservación de la biodiversidad

La biología de la conservación es una ciencia aplicada que se enfoca en el manejo de la biodiversidad, generando la información necesaria para tomar decisiones respecto al uso sostenible de los recursos naturales e involucrando aspectos ecológicos, biológicos, socioeconómicos y políticos (Lindenmayer y Burgman 2005).

Las aproximaciones que se incluyen dentro de esta ciencia son muchas y están relacionadas con los diferentes niveles de organización, desde el nivel genético hasta el paisaje. Por lo tanto, no existe un procedimiento que indique lo que se debe conservar o no y en qué proporción, ya que los factores sociales, económicos y políticos son propios del contexto de cada territorio y fundamentales para el manejo y la conservación de la biodiversidad.

En este trabajo se consideró el estudio de una especie focal (*Panthera onca*) a escala regional, aproximación que busca mantener la dinámica de los ecosistemas a pesar del bajo conocimiento de la diversidad biológica y los complejos factores que la mantienen (Sanderson et ál. 2002), en áreas dedicadas exclusivamente a la conservación de especies y aquellas denominadas matriz (Lindenmayer y Franklin 2002), ya que son en éstas últimas donde se intensifican los conflictos con la comunidad humana local y las especies denominadas *top predators* como el jaguar.

2.4.1 Especies focales

Los conceptos de especie indicadora, especie sombrilla y especie clave son una aproximación para guiar las estrategias de manejo y conservación enfocadas hacia la creación y el diseño de sistemas de áreas protegidas, a partir de los requerimientos de una o varias especies (Lindemayer y Franklin 2002, Roberge y Angelstam 2004). Los diferentes conceptos se proponen como solución para encontrar una manera más eficiente de involucrar los requerimientos de la mayoría de especies sin necesidad de estudiar individualmente cada una de ellas (Lambeck 1997).

Una especie indicadora es definida como *"aquella cuyas características son usadas como un índice de los atributos que son difíciles de medir para otras especies o condiciones ambientales"* (Lindemayer y Franklin 2002). Han sido utilizadas para evaluar la salud ambiental, la tendencia de poblaciones y la diversidad biológica. Las especies pequeñas caracterizadas por tener cortos tiempos generacionales y una alta tasa metabólica son indicadoras de la salud ambiental; las que presentan altas tasas de reproducción son especies

indicadoras sensibles a las tendencias poblacionales; y aquellas que presentan una alta fidelidad a su hábitat lo son de la diversidad biológica (Caro y O'Doherty 1999).

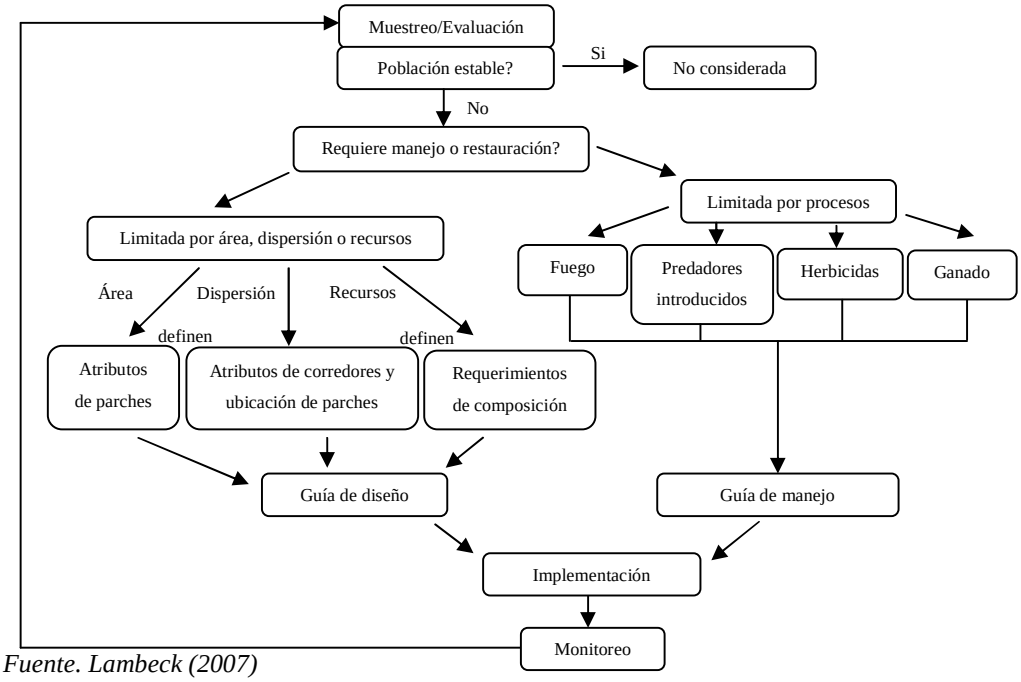
Las especies clave han sido definidas como aquellas que presentan interacciones muy importantes que al momento de ser removidas ocasionan cambios significativos en la cadena trófica (Begon et ál. 2006). Mills et ál. (1993) establece cinco tipos con el fin de mostrar los efectos importantes que implica la remoción de determinados grupos de especies en el ecosistema (Cuadro 1).

Cuadro 1. Especies clave y sus posibles efectos al ser removidas de sus ecosistemas

CATEGORÍA	EFECTO
Depredador	Aumenta uno o varios depredadores/consumidores/competidores, los cuales extirpan diferentes especies de presas/competidores
Presa	Otras especies más sensibles a ser depredadas se extinguen; poblaciones de depredadores disminuyen drásticamente
Plantas	Se extirpan las poblaciones de animales dependientes, potencialmente polinizadores y dispersores de semillas
Enlace Ej. Dispersores	Alteración en la reproducción y reclutamiento de algunas plantas, con las pérdidas correspondientes.
Modificador Ej. Castor	Pérdida de estructuras/materiales que afectan el tipo de hábitat y el flujo de energía; desaparición de especies dependientes de hábitats y recursos particulares

Fuente. Mills et ál. (1993)

Una especie sombrilla, por su parte, es aquella cuyos requerimientos para sobrevivir encapsulan los requerimientos de otras especies (Lambeck 1997). Cuando el objetivo es la protección, la aplicación de especies sombrilla permite delinear el tamaño del área que se conservará. Las especies sombrilla son, generalmente, aquellas de gran tamaño y con amplios ámbitos de hogar que incluyen los de otras especies simpátricas. Si además es considerada una especie clave, la integridad de su población garantiza parcialmente la de otras especies (Caro y O'Doherty 1999). Aunque en la mayoría de investigaciones esta aproximación se enfoca en una sola especie, Lambeck (1997) propuso un método para aplicar una aproximación multi-especies (Figura 3). No obstante, es importante aclarar que no siempre se logrará la conservación de la totalidad de taxones presentes en un ecosistema a través de esta estrategia.



Fuente. Lambeck (2007)

Figura 3. Representación esquemática para identificar especies focales

El jaguar es considerado una especie sombrilla, indicadora y clave. Sanderson et ál. (2002) lo describen como un claro ejemplo en la aplicación de esta aproximación, debido a sus características ecológicas relacionadas con su amplio ámbito de hogar, el registro en diferentes tipos de ecosistemas, su dieta, su incompatibilidad con actividades humanas y, particularmente, su rol como predador en lo más alto de la cadena trófica (*top predator*).

2.4.2 Escala de paisaje

Teniendo en cuenta que los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat ocurren a diferentes escalas, se requiere diseñar estrategias de manejo y conservación a nivel de paisaje (Edwards et ál. 1996, Ritters et ál. 1997), fundamentalmente para aquellas especies que tienen amplios ámbitos de hogar (Carter et ál. 2006). Para lograr esto es necesario que se conozcan los efectos de la fragmentación considerando los parches de hábitat, las condiciones de la matriz y el uso de ambos por parte de los individuos (Lindenmayer y Franklin 2002).

La aproximación paisajística incluye la matriz como un componente esencial porque cumple funciones claves para la conservación de la biodiversidad. Entre ellas el

mantenimiento de poblaciones, la regulación en el movimiento de los organismos, el amortiguamiento entre reservas y áreas consideradas sensibles y, el mantenimiento de la integridad en ecosistemas acuáticos (Lyndenmayer y Franklin 2002).

Una de las estrategias más conocidas dentro de esta aproximación es la del diseño y establecimiento de corredores biológicos para mantener la conectividad del paisaje. Una alta conectividad permitirá que los individuos de una determinada especie puedan desplazarse sin inconvenientes entre hábitats adecuados (Bennet 1998). Es decir, si la matriz es hostil se requerirán corredores que enlacen diferentes parches (Lindenmayer y Franklin 2002). No obstante, el nivel de conectividad no es el mismo para todas las especies desde el punto de vista estructural y funcional (Bennet 1998).

De acuerdo con Bennet (1998), esta estrategia de conservación es claramente una de las más integrales al planificar a escalas espaciales amplias, proteger los hábitats naturales, maximizar los valores de conservación en áreas con diferente uso del suelo y tenencia de tierras, mantener y restaurar la conectividad, y considerar el uso del suelo en las zonas circundantes a las reservas.

3 LITERATURA CITADA

Altrichter, M; Boaglio, G; Perovic, P. 2006. The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. Oryx. 40(3): 302-309.

August, PV. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. Ecology. 64(6): 1495-1507.

Austin, MP. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. Ecological Modelling. 157: 101-118.

Azevedo, FCC; Murray, DL. 2007a. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. Biological Conservation. 137: 391-402.

Azevedo, FCC; Murray, DL. 2007b. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. Journal of Wildlife Management. 71(7): 2379–2386.

Barrios Fernández, J; Lam, YE; Sarría Castillo, S. 2006. Trabajo de clase: análisis multicriterio. (En línea). Consultado el 28 de septiembre del 2009. Disponible en: http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=1371

Begon, M; Townsend, C; Harper, J. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4th edition. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 746 p.

Bennett, AF. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. Landscape Ecology. 4: 109-122.

Bentley, JM; Catterall, CP; Smith, GC. 2000. Effects of fragmentation of Araucarian vine forest on small mammals communities. Conservation Biology. 14: 1075-1087.

Bodmer, RE; Eisenberg, JF; Redford, KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinctions of Amazonian mammals. Conservation Biology. 11: 460-466.

Bodmer, RE; Lozano, EP. 2001. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. Conservation Biology. 15: 1163-1170.

Brown, DE. 1983. On the Status of the Jaguar in the Southwest. The Southwestern Naturalist. 28(4): 459-460.

Buzai, GD; Baxendale, CA. 2006. Análisis de evaluación multicriterio. p 125-159. En Análisis socioespacial con Sistemas de Información Geográfica. Buzai, GD; Baxendale, CA (Eds). Lugar Editorial S.A. Buenos Aires.

Caro, TM; O'Doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. Conservation Biology. 13: 805-814.

Carter, GM; Stolen, ED; Breininger, DR. 2006. A rapid approach to modeling species–habitat relationships. Biological Conservation. 127: 237-244.

Chefaoui, RM; Hortal, J; Lobo, JM. Potential distribution modeling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. Biological Conservation. 122: 327–338.

Crawshaw, PG. 2004. Depredation of domestic animals by large cats in Brazil. Human Dimensions of Wildlife, 9: 329–330.

Crooks, KR. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology. 16: 488-502.

Cuaron, AD. 2000. Effects of land-cover changes on mammals in a Neotropical region: a modeling approach. Conservation Biology. 14: 1676-1692.

Daggett, PM; Henning, DR. 1974. The Jaguar in North America. American Antiquity. 39(3): 465-469.

Edwards, TC; Deshler, ET; Foster, D, Moisen, GG. 1996. Adequacy of wildlife habitat relation models for estimating spatial distributions of terrestrial vertebrates. Conservation Biology. 10(1): 263-270.

Eizirik, E; Kim, JH; Menotti-Raymond, M; Crawshaw, PG; O'Brien, SJ; Johnson, WE. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (Panthera onca, Mammalia, Felidae). Molecular Ecology. 10: 65–79.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 34: 487-515.

Fahrig, L; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. 8(1): 50-59.

Garla, RC; Setz, EZ; Gobbi, N. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) Food Habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. Biotropica. 33(4): 691–696.

Guisan, A; Zimmermann, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135: 147–186.

González Maya, JF; Finegan, B; Schipper, J; Casanoves, F. 2008. Densidad absoluta y conservación del jaguar y sus presas en la Región de Talamanca Pacífico, Costa Rica. Serie Técnica No. 7: Apoyando los esfuerzos en el manejo y la protección de la biodiversidad tropical. The Natura Conservancy. San José, Costa Rica. 49 pp.

Herkt, M. 2005. Modelling habitat suitability to predict the potential distribution of erhard's wall lizard *Podarcis erhardii* on Crete. M.Sc. Thesis. International Institute for Geo-information Science and Earth Observation. The Netherlands. 80 p.

Holt, RD. 1993. Ecology at the Mesoscale: The influence of regional processes on local communities. p. 77-98. En: Ricklefs, RE; Schluter, D. (Eds.) Species diversity in ecological communities. University of Chicago. United States of America. 365 p.

IAVH (Instituto Alexander Von Humboldt) 1998. El bosque seco tropical (Bs-T) en Colombia. Instituto Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia 24 p.

Illoldi-Rangel, P; Sánchez-Cordero, V; Peterson, AT. 2004. Predicting distributions fo Mexican mammals using ecological niche modeling. Journal of Mammalogy. 85(4):658-662.

Jorgensen, SE. 1992. Integration of ecosystem theories: a pattern. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 383 p.

Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. p. 561-590. En: Ecología y conservación de bosques neotropicales. Guariguata, MR; Kattan, GH (Eds.). Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica.

Krebs, CJ. 2000. Ecología: estudio de la distribución y la abundancia. Segunda edición. Oxford University Press México, S. A. de C.V. México , D. F. pp. 147-164.

Lambeck, RJ. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology. 11: 849-856.

Leite, MR; Boulhosa, R; Galvão, F; Cullen, Jr. L. 2002. Conservación del jaguar en las áreas protegidas del bosque atlántico de la costa de Brasil. p. 25-42. En: El jaguar en el nuevo milenio. Medellin, R; Equiua, C; Chetkiewicz, CL; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Tabere, A. (Comp). México, D.FNew York: Fondo de cultura económica. FCE - Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM - Wildlife Conservation Society.

Lindenmayer, DB; Franklin, JF. 2002. Conserving forest biodiversity: comprehensive multiscaled approach. Island Press. United States of America. p. 5-161.

López-González, CA; Miller, BJ. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? Western North American Naturalist 62(2): 218–222.

Maffei, L; Cuellar, E. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. Journal of Zoology. 262(3): 295-304.

McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology. 13(6): 1282-1292.

Mills, LS; Soule, ME; Doak, DF. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. Bioscience. 43(4): 219-224.

Michalski, F; Boulhosa, RLP; Faria A; Peres, CA. 2006. Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. Animal Conservation. 9: 179-188.

Mysterud, A; Ims, RA. 1998. Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. Ecology. 79: 1435-1441.

Naughton-Treves, LJ; Mena, L; Treves, A; Alvarez, N; Radeloff, VC. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: The impact of slash and burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. Conservation Biology. 17:1106-1117.

Novack, AJ; Main, MB; Sunquist, ME; Labisky, RF. 2006. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. Journal of Zoology. 267(2): 167-178.

Novaro, AJ; Redford, KH; Bodmer, RE. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. Conservation Biology. 14: 713-721.

Nowell, K; Jackson, P. 1996. Wild Cats: Status, survey and conservation action plan. UICN. Gland, CH. 382 p.

Nuñez, R; Miller, B; Lindzey F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. J. Zool. Lond. 252: 373-379.

Ottaviani, D; Lasinio, GJ. Boitani, L. 2004. Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. Ecological Modelling. 179: 417–443.

Parolo, G; Rossi, G; Ferrarini, A. 2008. Toward improved species niche modelling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. Journal of Applied Ecology. 45: 1410-1418.

Patton, DR. 1992. Wildlife habitat relationships in forested ecosystems. Timber Press Inc. Oregon, USA. 392 p.

Payan, E. 2005. Jaguar conservation in the Colombian Llanos: presence, local perceptions and the livestock conflict. Annual Report. Wildlife Conservation Society. 51 p.

Peres, CA. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. Conservation Biology. 14:240-253.

Perovic, PG; Herrán, M. 1998. Disstribución del jaguar *Panthera onca* en las provincias de Jujuy y Salta, Noroeste de Argentina. Mastozoología Neotropical. 5(1): 47-52.

Peterson, AT; Papes, M; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. Ecography. 30: 550-560.

Phillips, SJ; Anderson, RP; Schapire, RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling. 190: 231-259.

Phillips, SJ; Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography. 31: 161-175.

Polisar, J; Maxit, I; Scognamillo, D; Farrell, L; Sunquist, ME; Eisenberg, JF. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. Biological Conservation. 109: 297–310.

Primack, R. B. 1998. Essentials of Conservation Biology. 2nd Edition. Sinauer Associates. Sunderland MA. 660p.

Ray, J. 2005. Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity: assumptions and uncertainties. P 34 - 56. En: Large carnivores and the conservation of biodiversity. Ray, J (Eds). Washington D.C. Island Press.

Redford, KH. 1992. The Empty Forest. BioScience. 42:412-422.

Riitters, KH; O'Neill, RV; Jones, KB. 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. Biological Conservation. 81: 191-202.

Roberge, JM; Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. Conservation Biology. 18: 16-85.

Robinson, JG; Bodmer, RE. 1999. Towards Wildlife Management in Tropical Forests. The Journal of Wildlife Management. 63: 1-13.

Roldan, AI; Simonetti, JA. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. Conservation Biology. 15: 617-623.

Sanderson, EW; Redford, KH; Chetkiewicz, CLB; Medellín, RA; Rabinowitz, AR; Robinson JG; Taber, AB. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. Conservation Biology. 16(1): 58-72.

Santé Riveira, I. y Crecente Maseda, R. 2005. Evaluación de métodos para la obtención de mapas continuos de aptitud para usos agroforestales. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica. 5: 40-68.

Seymour, KL. 1989. *Panthera onca*. Mammalian Species 340: 1-9.

Soisalo, MK; Cavalcanti, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. Biological Conservation. 129: 487-496.

Tecle, U; Duckstein, L. 1993. Concepts of multicriterion decision making. p 33 – 62. En Multicriteria Decision Analysis in Water Resources Management. Bogardi, JJ; Nachtnebel, HP (Eds). UNESCO.

Tzeng, GH; Tsaur, SH; Laiws, YD; Opricovic, S. 2002. Multicriteria analysis of environmental quality in Taipei: public preferences and improvement strategies. Journal of Environmental Management. 65: 109-120.

Umapathy, G. Kumar, A. 2000. Impacts of the habitat fragmentation on time budget and feeding ecology of lion-tailed macaque (*Macaca silenus*) in rain Forest fragments of anamalai hills, South India. Primate Report. 58: 67-82.

Vaughan, TA. 2000. Mammalogy. Cuarta edición. Ed. Foth Worth. Philadelphia. USA. Pp. 506-565.

Weckel, MM Giuliano, W; Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. Journal of Zoology. 270: 25-30.

Whittaker, RH. 1970. Communities and Ecosystems. The MacMillan Company. United States of America. 158 p.

Wright, SJ; Duber, HC. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. Biotropica. 33(4): 583-595.

4 ARTÍCULO 1. Modelos de hábitat potencial para el jaguar (*Panthera onca*) en la Región Caribe colombiana

RESUMEN

Este estudio hizo parte del Plan de Conservación de Félidos para de el Caribe Colombiano, región en la cual el desarrollo económico ha disminuido la disponibilidad de hábitats naturales para grandes carnívoros como el jaguar. Con base en lo anterior los objetivos fueron: identificar las áreas consideradas hábitat potencial para la especie,utilizando el análisis multicriterio como método deductivo y el algoritmo de máxima entropía, Maxent, como método inductivo; y determinar las variables más relacionadas con la distribución potencial del jaguar. Se consideraron 7 variables biofísicas, 4 socioeconómicas y 74 datos de presencia de jaguar que fueron obtenidos a partir de fuentes secundarias. La disponibilidad de hábitat con calidad potencial alta no superó el 5% del área total, las categorías con una calidad potencial nula y baja fueron las que ocuparon la mayor parte de la región (entre 37% y 61% del área). Por otra parte, en el modelo multicriterio el 54% de los datos de presencia se encontraron en un hábitat con calidad potencial baja, mientras que en los modelos inductivos se encontraron en un hábitat con calidad potencial media (entre 37% y 55% de los datos). Las variables socioeconómicas y el uso de suelo fueron las más influyentes sobre los resultados obtenidos a través de Maxent y el análisis multicriterio, respectivamente. Tal como se esperaba, hubo una baja correlación entre los métodos inductivos y el deductivo (Coeficiente de Spearman igual a 0,28 $p<0,001$; y 0,12 $p = 0,30$) relacionada, parcialmente, con la poca disponibilidad de datos de presencia obtenidos a partir de fuentes primarias confirmadas que fueron empleados en los modelos de Maxent. Se identificaron áreas importantes a las cuales deben dirigirse las estrategias y acciones de conservación como la priorización para nuevas áreas protegidas; y se concluyó que es necesario mejorar aspectos metodológicos que aumenten la capacidad de predicción de los modelos y, por ende, aseguren y fortalezcan las estrategias de manejo y conservación para el jaguar y su hábitat en el Caribe colombiano.

4.1 INTRODUCCIÓN

La expansión de la frontera agrícola y el desarrollo socioeconómico constante de las comunidades humanas siguen fragmentando los ecosistemas y disminuyendo la disponibilidad de hábitats naturales para la conservación de la fauna silvestre, particularmente de aquellas especies que tienen amplio ámbitos de hogar y rangos geográficos de distribución que cruzan fronteras nacionales e internacionales.

Con el fin de disminuir los efectos del desarrollo humano sobre los recursos naturales se acordó el Convenio de la Diversidad Biológica, donde los países firmantes se comprometieron a trabajar, entre otras cosas, por el uso sostenible de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad. De la misma forma, uno de los objetivos del milenio incluye asegurar la sostenibilidad ambiental, integrando los principios del desarrollo sostenible dentro de los programas y las políticas de cada país, y reduciendo, para el 2010, la tasa de pérdida de biodiversidad de manera significativa.

El jaguar es una de las muchas especies que están reduciendo sus tamaños poblacionales y rangos de distribución a causa de las actividades humanas; razón por la cual, es considerada una especie bandera, clave e indicadora, a partir de la cual se están diseñando y estableciendo estrategias de conservación a nivel regional (Mendieta 2000). No obstante, los individuos son crípticos y difíciles de observar en campo, haciendo que su estudio requiera una amplia disponibilidad de recursos humanos, financieros y de tiempo (De Angelo 2009). Aunque son varios los estudios sobre jaguar en todos los aspectos ecológicos (abundancia, distribución, hábitat, conflictos), la disponibilidad de información para identificar áreas importantes de manejo y conservación es escasa (Torres et ál. 2008), más aún si nos referimos a una escala regional.

Es en este caso, precisamente, donde la modelación ecológica es una herramienta muy útil al generar conocimiento sobre el nicho de la especie, e identificar los factores ambientales que limitan su distribución (Guisan y Zimmermann 2000). La generación de modelos es particularmente valiosa en zonas del trópico pobremente estudiadas, ya que permiten determinar a partir de los datos que se tienen del jaguar y variables ambientales, áreas potenciales en las que la especie puede estar presente pero no ha sido registrada. Además, la

modelación de hábitat ha representado una gran ventaja en aquellos casos donde se requieren llevar a cabo propuestas rápidas de investigación pero no existen recursos económicos para realizar un muestreo que cubra los vacios de información (Boitani et ál. 2008).

Particularmente, la Región Caribe colombiana es un claro ejemplo en el que se conjugan todo lo anteriormente expuesto. La situación de esta región es similar a la que ocurre en muchas zonas del trópico en términos del uso sostenible de los recursos naturales y la conservación de su biodiversidad. Por un lado, se caracteriza por ser una región con una alta diversidad cultural, étnica, geográfica y biológica; sin embargo, también es la que presenta el mayor porcentaje de pobreza e indigencia del país, lo cual significa un problema para el desarrollo y crecimiento económico sostenible (PNUD 2009).

Por otra parte, el Caribe colombiano presenta una grave situación ambiental debida, entre otras cosas, a la explotación minera de oro y carbono que están generando la pérdida de manglares y afectando las zonas costeras por la erosión y el vertimiento de desechos domésticos (PNUD 2009). De igual forma, casi el 50% de sus suelos están destinados a la ganadería extensiva, lo cual ha generado transformaciones drásticas en los ecosistemas, disminuyendo la disponibilidad de ecosistemas como los bosques secos tropicales y sabanas naturales tropicales (IAVH 1998).

Dentro de este marco se pensaría que especies como el jaguar, que aún se distribuye en esta región, tienen una poca probabilidad de mantenerse a largo plazo. Sin embargo, aún se mantienen remanentes de áreas naturales y ecosistemas montañosos que brindarían un hábitat apropiado para la especie, siempre y cuando se integren dentro de las estrategias de manejo y conservación adecuadas. De allí que el propósito de esta investigación sea el de generar información sobre el hábitat potencial del jaguar, con el fin de proveer herramientas necesarias a partir de la información con la que se cuenta actualmente, que proviene de fuentes mayormente secundarias, para justificar los planes y acciones de conservación que ya se están planteando y diseñar nuevos mecanismos que las complementen. Buscando aportar al cumplimiento de las metas del milenio en una carrera contra el tiempo.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1 Área de estudio

4.2.1.1 Localización

La región del Caribe colombiano está conformada por un área insular que incluye el archipiélago de San Andrés y Providencia, la isla Santa Catalina, y los cayos y bajos coralinos. También se encuentra un área continental, objeto de este estudio, localizada entre los 12º27'25" y 6º50'47" Latitud Norte y los 76º25'15" y 71º06'57" Longitud Oeste. El área continental de la Región Caribe tiene una extensión aproximada de 132.000 km^2, y está representada por los departamentos de Atlántico, Bolívar, Cesar, Córdoba, La Guajira, Magdalena y Sucre, además del golfo del Darién y el golfo de Urabá (PNUD 2009) (Figura 4).

4.2.1.2 Características socioeconómicas

En la Región Caribe se encuentran 197 municipios, la mayoría de ellos en los departamentos de Bolívar (45) y Magdalena (30). Para el 2008 contaba con una población de 9.479.102 habitantes, para una densidad promedio de 72 habitantes/km^2 y una tasa de crecimiento promedio anual de 1,74% en los últimos veinte años. Estas cifras son importantes al compararlas con la densidad promedio nacional de 39 habitantes/km^2 y un crecimiento promedio anual de 1,61% (PNUD 2009).

Por otra parte, el 72,7% de los habitantes se encuentran en las cabeceras municipales y el 27,3% restante en las zonas rurales. El total de la población indígena para la región es de 596.128 habitantes, lo cual representa el 42,8% del país. La Guajira es el departamento con mayor porcentaje de población indígena respecto al total del censo indígena para el área de estudio (44,94%) y el censo nacional (19,98%). Además, en la región residen 1.380.102 habitantes de población afrocolombiano, lo cual equivale al 32% del país (DANE 2007). Algunas de las etnias que se encuentran en la región son: Mokana, Arhuaco, Kogui, Wiwa, Yuko, Kankuamo, Wayuu, Chimila, Senú y San Basilio de Palenque. (PNUD 2009).

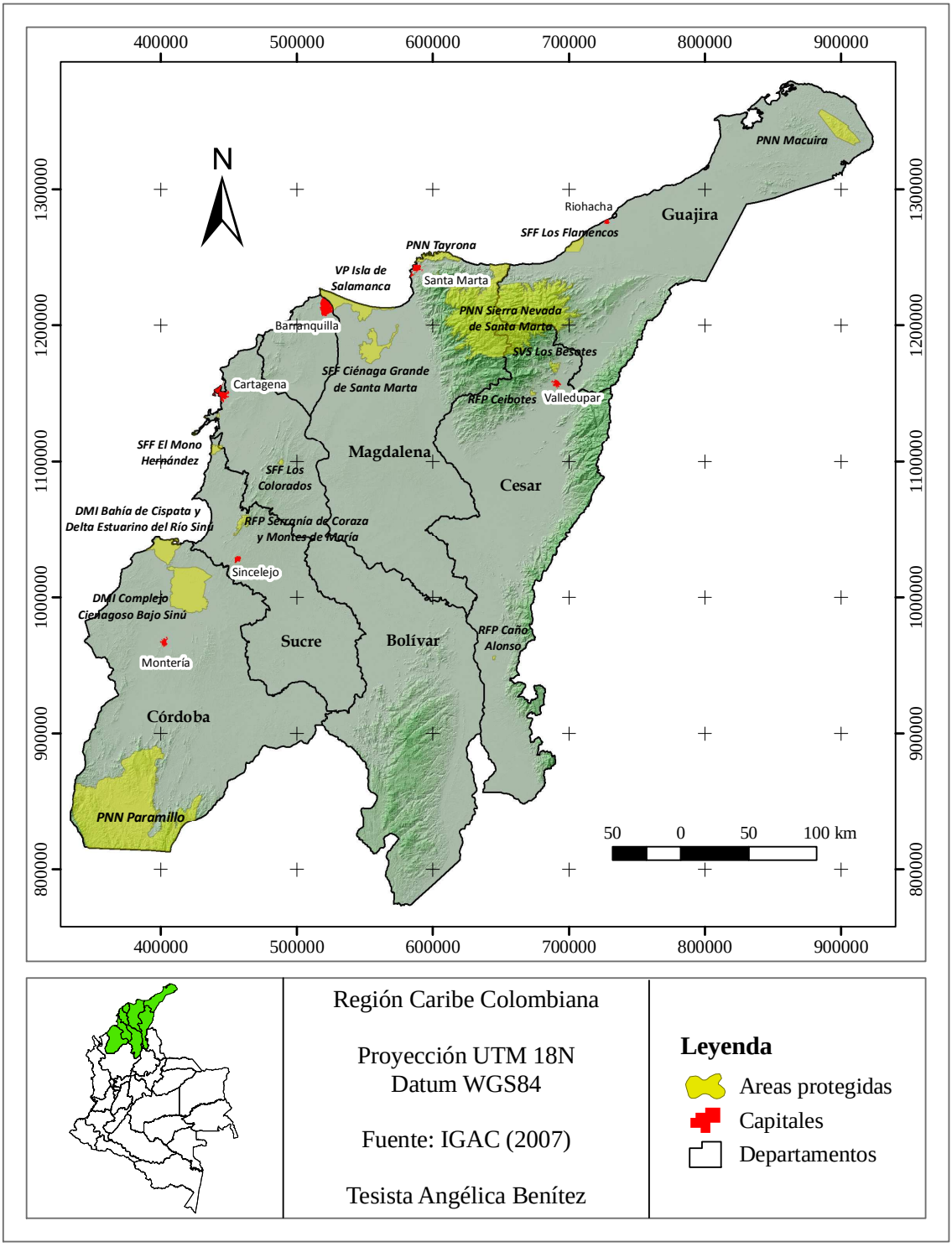


Figura 4. Ubicación de la Región Caribe Colombiana

La contribución de la región en el PIB nacional es del 15,5%, con un leve incremento del 1,5% en los años noventa. El sector industrial (13,1%) es considerado la economía más importante, luego el sector agropecuario, la silvicultura, la pesca (13,0%) y, por último, el sector minero (11,7%). Respecto a éste último sector, los departamentos de La Guajira y Cesar fueron los que más regalías recibieron producto de la explotación carbonífera. Seguidamente se encuentran Córdoba por la explotación de hidrocarburos y Bolívar por la explotación de Níquel (PNUD 2009).

Entre tanto, los índices de pobreza en la región son superiores a la línea de pobreza establecida en las metas del milenio (28,5%). Los departamentos de Sucre y Córdoba son los que presentan el mayor porcentaje, 69,5% y 66,3% respectivamente. El Atlántico es el departamento con el menor porcentaje (48,8%). De igual forma, la línea de indigencia no refleja cifras alentadoras, la Región Caribe alcanzaba el 16,4% para el 2005, siendo de nuevo los departamentos de Córdoba y Sucre los que tienen el mayor porcentaje de personas viviendo en esta situación, 28,5% y 22,6% respectivamente, más del doble de lo establecido en las metas del milenio (8,8%). El índice de calidad de vida en la región es inferior al promedio nacional (78,8 puntos), Sucre incluso se encuentra por debajo de lo establecido en la constitución (67 puntos), y solo Atlántico está por encima del promedio nacional (83 puntos). Este mismo departamento presenta un índice de desarrollo humano (IDH) de 0,786, superior al nacional que es de 0,783 (PNUD 2009).

La cobertura de acueducto y alcantarillado está por debajo de lo establecido en las metas del milenio (99,4%), el 71% de las viviendas tenían acceso al acueducto para el 2008; sin embargo, la diferencia entre la cobertura rural y urbana son bastante amplias. En la zona rural la cobertura en el 2005 era del 33,6% y en la zona urbana del 86%. Respecto al alcantarillado, la cobertura en el 2008 era de 53,3%, cifra que se encuentra por debajo de las metas del milenio (97,6%). De igual forma, la cobertura urbana era de 66,3% en el 2005 y en la zona rural de 4,1% (PNUD 2009).

4.2.1.3 Características biofísicas

La Región Caribe se encuentra dividida en cinco subregiones (Colparques 2009):

1. Sabanas del Caribe y Valle del Sinú: ubicada al sur, en las estribaciones de la cordillera Occidental.
2. Sierra Nevada de Santa Marta: macizo montañoso aislado de la cordillera Oriental, alcanza los 5.775 m y está situado al margen de la Costa Caribe.
3. La Guajira: departamento ubicado en la punta norte del país, con una extensa zona desértica, donde se desarrollan actividades de extracción de carbón (El Cerrejón) y minas de sal (Manaure).
4. Déltica magdalenense: llanura aluvial de suelos fértiles del río Magdalena en los departamentos del Atlántico, Bolívar y Magdalena.
5. Depresión momposina: región plana cuyos pastos fomentan la ganadería extensiva y el cultivo de arroz.

Existen 18 áreas protegidas, nueve de ellas integradas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (PNN Sierra Nevada de Santa Marta, PNN Tayrona, PNN Macuira, PNN Corales del Rosario y San Bernardo, SFF El Mono Hernández, SFF Los Flamencos, SFF Los Colorados, SFF Ciénaga Grande de Santa Marta y VIP Isla de Salamanca); y las nueve restantes bajo la jurisdicción de las Corporaciones Autónomas Regionales.

En la Región Caribe se encuentran 13 tipos de biomas (Cuadro 12), de los cuales el Zonobioma Seco Tropical del Caribe es el más representativo (40,19%) y está caracterizado por climas cálido muy seco y seco, y templado seco en Valles, Planicies, Piedemontes y Lomeríos (Anexo 1). El menos representativo es el Helobioma de La Guajira (0,07%), caracterizado por presentar climas cálido árido y muy seco en Valles aluviales con drenaje pobre a muy pobre en la Península Guajira.

Cuadro 2. Biomas de la Región Caribe Colombiana (IGAC 2007)

Biomas	Área (km^2)	Representatividad (%)
Zonobioma Seco Tropical del Caribe	52.700,37	40,19
Helobiomas del Magdalena y Caribe	27.674,16	21,11
Orobioma bajo de Santa Marta y Macuira	9.944,25	7,58
Zonobioma Húmedo Tropical del Magdalena y Caribe	9.255,06	7,06
Orobiomas bajos de Los Andes	8.796,48	6,71
Orobiomas de San Lucas	7.984,41	6,09
Zonobioma del desierto tropical de La Guajira y Santa Marta	6.672,37	5,09
Halobioma del Caribe	3.567,72	2,72
Orobioma medio de Santa Marta	1.741,49	1,33
Orobioma alto de Santa Marta	1.576,21	1,20
Orobiomas medios de Los Andes	966,74	0,74
Orobiomas altos de Los Andes	148,48	0,11
Helobioma de La Guajira	88,07	0,07
Total	**131.115,81**	**100**

Por otra parte, la fertilidad de los suelos ha incentivado la conversión de los bosques secos tropicales en áreas dedicadas a la ganadería extensiva, razón por la cual el 38% del paisaje de la Región Caribe está dominado por pastizales (IAVH 1998). Los bosques naturales, por su parte, ocupan el 15% de la región; sin embargo, el bosque seco tropical representa el 7% del área total de bosques naturales y el 1,2 % del total de la región (1.529,05 km^2). Los remanentes de este tipo de ecosistema se localizan en Colosó, Tolu Viejo (Sucre), Los Colorados (Bolívar), Neguanje (Magdalena) y algunas zonas de los Montes de Oca y Macuira (Guajira y Cesar). En Zambrano (Bolívar), por su parte, el bosque seco tropical está representado en la vegetación secundaria y son el resultado de la regeneración natural de los bosques que fueron talados en la década de los 80' (IAVH 1998), y que ahora tiene una representatividad del 14% (Anexo 2). Particularmente, los bosques secos remanentes que se mantienen en la región han sido identificados como áreas claves para la conservación porque se han identificado 60 especies de aves migratorias (ALPEC 2008).

La Región se caracteriza por presentar un clima cálido seco en la mayor parte de su territorio, con un rango de precipitación entre 1000 y 2000 mm anuales, una temperatura mayor a 24 °C y un rango de altura menor a 800 msnm. El patrón de lluvias es monomodal,

caracterizado por seis meses de lluvia y otros seis meses secos. La Guajira es la región más seca (< 500 mm anuales), y hacia el sur se observa la mayor pluviosidad (IDEAM 2007).

4.2.2 Metodología

Este estudio constó de cuatro fases a través de las cuales se recopiló y analizo la información necesaria para identificar las áreas consideradas hábitat potencial del jaguar y determinar las variables biofísicas y socioeconómicas más relacionadas con su distribución en la Región Caribe (Cuadro 3). Se empleó el algoritmo de máxima entropía (Maxent) (Phillips et ál. 2006) y el análisis multicriterio (Buzai y Baxendale 2006), dos métodos comúnmente utilizados para generar información relacionada con los nichos ecológicos de las especies.

Con el fin de comprender los patrones ecológicos que se presentan en la región y los modelos de hábitat generados, se identificaron los usos de suelo existentes y su arreglo espacial en el paisaje. Para esto se utilizó la capa de uso de suelo a escala 1:500.000, proyectada a UTM 18N Datum WGS84, en formato raster y con un nivel de resolución de 90 m. Utilizando el programa Fragstats 3.3 (McGarigal y Marks 1995) se calcularon las siguientes métricas de composición y estructura a nivel de clase y paisaje:

1. Nivel de clase
    - Área total de la clase (CA)
    - Número de parches (NP)
    - Porcentaje que ocupa en el paisaje (PLAND)
    - Distancia promedio al vecino más cercano (ENN-MN)
    - Número de vínculos funcionales entre todos los parches (IJI)
2. Nivel de paisaje
    - Riqueza de parches (PR)
    - Densidad de parches (PD)
    - Índice de diversidad de Simpson
    - Índice de diversidad de Shannon
    - Agrupamiento de parches (CONTAG)

Cuadro 3. Fases, objetivos y productos del estudio

Fases	Objetivo	Productos
3. Información geográfica área de estudio	Recopilar la información de uso del suelo, cuerpos de agua, pendiente, elevación, precipitación y temperatura, vías y poblados.	Información en formato vector y ráster a escala 1:500.000.
4. Selección de expertos y aplicación de encuestas	Valorar las variables y rangos de acuerdo a su importancia en la distribución de jaguar.	Tabla de datos con la moda de los valores y pesos para cada rango y variable.
5. Información sobre distribución de jaguar	Recopilar los datos de presencia de jaguares confirmados y no confirmados.	Base de datos con las coordenadas geográficas, especificando el *datum* para crear un archivo en formato shape.
6. Análisis de información	Generar los respectivos modelos (inductivos y deductivo) conjugando los productos obtenidos en las anteriores fases.	Modelo de hábitat multicriterio, obtenido a partir de la información de la fase 1 y la fase 2. Modelos de hábitat obtenidos a partir de Maxent, utilizando la información de la fase 1 y la fase 3.

4.2.2.1 Información para generar modelos de hábitat

El primer paso para cumplir con los objetivos propuestos fue definir las variables biofísicas y socioeconómicas que de acuerdo con estudios previos sobre el jaguar a lo largo de su rango geográfico y las características de la región influyen en su distribución potencial en el área de estudio. Las variables seleccionadas fueron: uso del suelo, distancia a cuerpos de agua, elevación, pendiente, distancia a vías principales y secundarias, distancia a poblados y densidad de poblados (Ortega-Huerta y Medley 1999, Hatten et ál. 2005, González-Maya et ál. 2008).

La información geográfica de las variables se obtuvo del mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia, producido por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). La información se encontró en una escala 1:500.000, siendo esta la más

completa disponible para toda la región, elaborada a partir de imágenes satelitales Landsat de los años 2000 a 2003 (IDEAM 2007).

Por otra parte, la información sobre presencia de jaguar fue recopilada a partir de fuentes secundarias, es decir, se contactaron instituciones gubernamentales y no gubernamentales que trabajan o han trabajado en el área de estudio. Además, se entrevistaron actores claves como cazadores, presidentes de juntas de acción comunal y funcionarios de áreas protegidas en dos departamentos de la región donde se ha implementado el monitoreo de felinos enmarcado dentro del Plan de Conservación de Félidos para El Caribe Colombiano. En total se generó una base de 70 datos geográficos de presencia de jaguar en La Región Caribe Colombiana, 10 de ellos confirmados y 60 no confirmados. Los registros confirmados son aquellos en los que se valido en campo la presencia de jaguar a través del reconocimiento de evidencias físicas (huellas) en un sector donde ocurrió un evento de depredación en la Sierra Nevada de Santa Marta.

4.2.2.2 Generación de modelos de hábitat potencial para jaguar

Respecto al análisis multicriterio, primero se diseñó una encuesta dirigida a investigadores que han realizado estudios sobre jaguar en la región Caribe. Ellos asignaron los pesos y valores a las variables y rangos previamente establecidos de acuerdo a su conocimiento y experiencia. La información obtenida se analizó con el programa ArcGis 9.2. Las variables fueron proyectadas a UTM 18N Datum WGS84 y se trabajaron en formato *raster* con un nivel de resolución de 90 m, luego fueron reclasificadas en una escala común de uno (1) a cinco (5), siendo cinco (5) el grado más importante o influyente. Por último, se integraron las capas utilizando la herramienta *weighted overlay* (ArcGis 9.2) con el fin de crear el mapa más apropiado a partir de la moda para cada rango y el promedio ponderado para las variables (Cuadro 14).

Por otra parte en el algoritmo de máxima entropía (Maxent) se utilizaron las mismas variables del análisis multicriterio, además por recomendación de los expertos se consideró la temperatura media anual, la precipitación media de la época seca (precipitación1) y la precipitación media de la época lluviosa (precipitación2). Las variables climáticas fueron

obtenidas de la base de WorldClim (Hijmans et ál. 2005) y todas las capas fueron proyectadas a UTM 18N Datum WGS84, con formato *raster* y una resolución de 90 m.

En el caso de Maxent también se utilizaron los datos de presencia de jaguar para generar dos modelos; en el primero (modelo1) la base de datos de jaguar se dividió en dos grupos, uno para construir el modelo (equivale al 75%) y otro para evaluarlo (equivale al 25%). Para la validación de este primer modelo se empleó el método *bootstrap* porque el conjunto de datos de prueba no es independiente al de calibración. Respecto al segundo modelo Maxent (modelo2), los datos de jaguar confirmados se utilizaron para construir el modelo y los no confirmados para evaluarlo; sin embargo en este caso para validar el modelo se empleó el método de validación cruzada (Wintle et ál. 2005). Para los dos modelos se eliminaron los datos duplicados, es decir, en aquellos pixeles donde se encontró más de un punto de presencia, se consideró solo uno de los datos.

Adicionalmente, para estimar la capacidad de predicción de ambos modelos Maxent se analizó la curva operada por el receptor (ROC en ingles) calculando el área bajo la curva (AUC), salida gráfica donde se observa la capacidad de discriminación de una presencia (sensitividad) versus la capacidad de discriminación de una ausencia (especificidad) (Phillips y Dudík 2008). El formato de salida analizado fue el cumulativo (rango de 0 a 100), el cual indica una idoneidad de hábitat relativa de cada pixel mas no una probabilidad de ocurrencia de la especie (salida logística). Los tres mapas de hábitat potencial producidos fueron comparados entre sí, ya que la utilidad y calidad de conocimiento generado depende de los métodos y la información utilizados para producirlo. De esta forma, utilizando los datos de presencia de jaguar, se empleó el coeficiente de correlación de Spearman, y utilizando las categorías de calidad de hábitat, las tablas de contingencia (Parolo et ál. 2008). Para las comparaciones se utilizó el software InfoStat versión profesional 2009 (Di Rienzo et ál. 2009).

Cuadro 4. Variables y rangos usados para la identificación de hábitat potencial del jaguar a través del análisis multicriterio

Variable	Rangos	Valor	Explicación	Peso (%)
Uso del suelo	Áreas agrícolas Pastizales Bosques Herbazales/Arbustales Áreas Urbanas Áreas mayormente alteradas Glaciares	2 2 5 3 1 1 1	Áreas de bosques y herbazales/arbustales tienen una mayor aptitud para ser consideradas hábitat potencial	30
Distancia a cuerpos de agua	< 2,5 km 2,5 km – 5,0 km 5,1 km – 10,0 km 10,1 km – 20,0 km > 20 km	4 4 3 2 1	Los hábitats cercanos a los cuerpos de agua son más aptos para el jaguar	7
Elevación	< 500 m 500 m – 1.000 m 1.000 m – 1.500 m 1.500 m – 2.000 m 2.000 m – 3.000 m > 3.000 m	5 5 4 3 2 1	Los hábitats localizados a bajas elevaciones son más aptos para el jaguar	8
Pendiente	< 15% 15% - 30% 30% - 45% 45% - 60% > 60%	4 4 4 3 2	Áreas con una menor pendiente son consideradas más aptas para el jaguar	8
Distancia a carreteras principales	< 1 km 1 km – 3 km 3 km – 6 km 6 km – 10 km > 10 km	1 3 3 4 5	Los hábitats más cercanos a carreteras principales son menos aptos para el jaguar	7
Distancia a carreteras secundarias	< 1 km 1 km – 3 km 3 km – 6 km 6 km – 10 km > 10 km	1 3 3 4 5	Los hábitats más cercanos a carreteras principales son menos aptos para el jaguar	3
Distancia a poblados	< 1 km 1 km – 3 km 3 km – 6 km 6 km – 10 km > 10 km	1 2 3 4 5	Los hábitats más cercanos a poblados son menos aptos para el jaguar	14
Densidad poblados	< 0,006 poblados/km^2 0,006 – 0,009 poblados/km^2 0,009 – 0,013 poblados/km^2 0,013 – 0,016 poblados/km^2 > 0,016 poblados/km^2	5 4 3 2 1	Los hábitats que presentan una mayor densidad de poblados son menos aptos para el jaguar	23
Total				**100%**

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Caracterización de la composición y estructura del paisaje

De acuerdo con las categorías propuestas por McIntyre y Hobbs (1999), el estado del paisaje es fragmentado ya que mantiene el 30% de los ecosistemas naturales. Se compone de 7.978 parches distribuidos en 18 tipos de uso del suelo, con una densidad de parches de 0,06 parches/km^2, un área promedio de 16,5 km^2, un contagio del 61,4% que indica un alto nivel de agrupamiento entre pixeles de la misma clase (tipo de cobertura), y una diversidad de 0,79 de acuerdo al índice de Simpson (Cuadro 5).

Cuadro 5. Estructura del paisaje de la Región Caribe colombiana

Tipo de cobertura	CA (km^2)	PLAND	NP	ÁREA_MN ± DE (km^2)	EEN_MN ± DE (km)
Pastos	50.126,25	38,02	1148	43,66 ± 633,84	0,79 ± 1,57
Bosques naturales	20.381,67	15,46	1078	18,90 ± 268,73	1,29 ± 2,48
Vegetación secundaria	18.597,98	14,11	1725	10,78 ± 77,25	1,02 ± 1,64
Áreas agrícolas heterogéneas	8.470,92	6,42	1054	8,03 ± 33,63	1,43 ± 2,31
Arbustales	7.351,49	5,58	284	25,88 ± 226,74	2,06 ± 5,06
Herbazales	7.241,57	5,49	143	50,64 ± 455,49	1,66 ± 3,42
Cultivos anuales	5.475,11	4,15	766	7,14 ± 30,97	1,13 ± 2,52
Aguas naturales	4.841,93	3,67	428	11,31 ± 79,39	2,17 ± 12,36
Hidrófita continental	3.998,97	3,03	263	15,20 ± 85,10	2,62 ± 18,17
Zonas desnudas	1.739,26	1,32	205	8,48 ± 27,67	1,65 ± 6,90
Cultivos semipermanentes	1.068,24	0,81	68	15,70 ± 75,09	4,99 ± 8,46
Laguas costeras	1.067,96	0,81	581	18,38 ± 20,41	0,58 ± 2,82
Áreas urbanas	543,94	0,41	89	6,11 ± 15,91	15,01 ± 13,25
Bosques Plantados	532,28	0,40	87	6,11 ± 8,10	7,42 ± 15.10
Herbáceas y arbustivas costeras	168,05	0,13	48	3,50 ± 8,38	4,51 ± 11,48
Aguas artificiales	117,49	0,09	1	117,49 ± 0,000002	-
Áreas mayormente alteradas	113,20	0,09	8	14,15 ± 13,57	22,25 ± 41,88
Glaciares	10,22	0,01	2	5,11 ± 2,21	5,19 ± 0
Total	131.846,61	100	7978	16,52	-

CA: área total de clase, PLAND: porcentaje del paisaje, NP: número de parches, ÁREA_MN: área promedio de clase ± desviación estándar, EEN_MN: distancia euclidea promedio al vecino más cercano ± desviación estándar

Los pastos fueron la clase dominante (38%) seguido por los bosques naturales (15%) y la vegetación secundaria (14%), ésta última con el mayor número de parches. Sin embargo, los herbazales tuvieron el mayor tamaño de área promedio, seguido de los pastos y los arbustales (Figura 5). La clase de bosques naturales tuvo 1.078 parches, con un área promedio aproximada de 19 km^2 (ds = 268,7 km^2), una distancia promedio de 1,2 km (ds = 2,4 km) entre los parches más cercanos y un porcentaje de esparcimiento del 62,8%. Por su parte, los pastizales contaron con 1.148 parches, un área promedio de 43 km^2 (ds = 633,8 km^2), una distancia promedio de 7,9 km (ds = 15,7 km) y un porcentaje de esparcimiento del 64,9%. Los parches de bosques y pastos presentan una alta desviación estándar que indica una alta dispersión en el tamaño de los parches alrededor de la media.

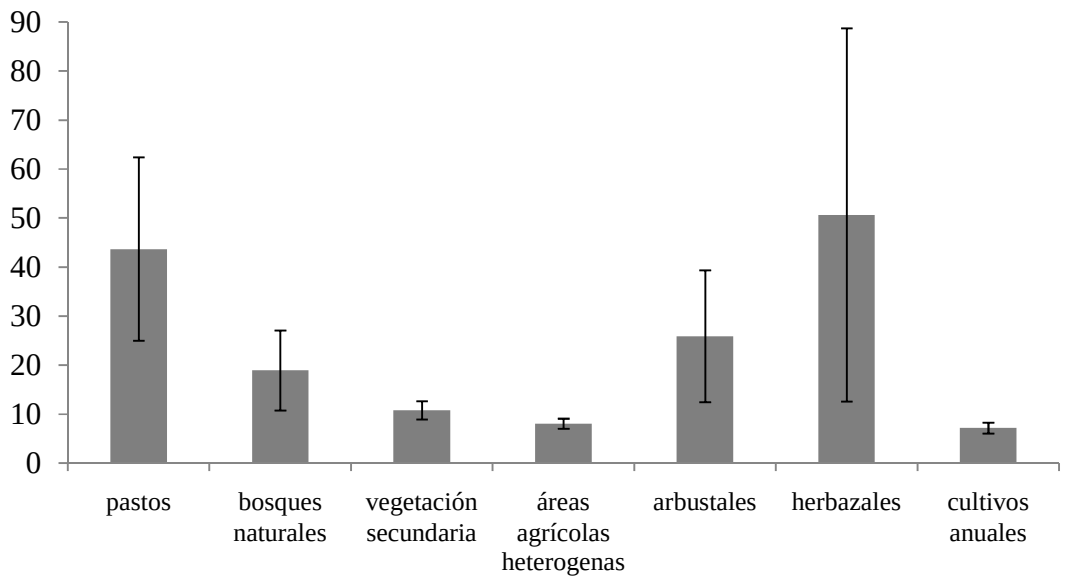


Figura 5. Área promedio (barras) y error estándar (líneas) de parches para las ocho clases que tuvieron la mayor área total.

4.3.2 Modelo de hábitat obtenido a partir del análisis multicriterio

Las encuestas fueron dirigidas a 35 expertos de la región, de las cuales el 28% fueron respondidas (n= 10). Las variables más importantes del modelo fueron el uso del suelo (30%), la densidad de poblados (23%) y la distancia a poblados (14%). El mapa de hábitat potencial obtenido generó cuatro categorías que fueron definidas en términos de calidad potencial de hábitat (Figura 7). La categoría uno representó el 19,5% del área, la categoría dos

correspondió al 37,8%, la categoría tres al 37,6% y la categoría cuatro, considerada el hábitat con mayor calidad, solo al 4,9% (Cuadro 16, Figura 6).

Cuadro 6. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo multicriterio

Categoría	Calidad potencial de hábitat	Área (km^2)
1	Nula	25.730,24
2	Baja	49.941,14
3	Media	49.683,17
4	Alta	6.449,37
Total		**131.803,93**

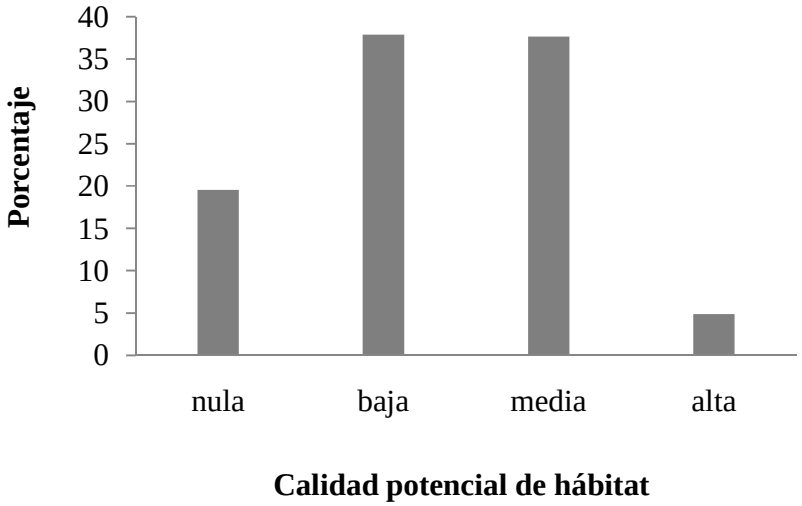


Figura 6. Extensión porcentual de las categorías de hábitat potencial para jaguar en el Caribe colombiano a partir del análisis multicriterio

Por otra parte, al extrapolar la información de las variables definidas a los registros de presencia de jaguar se encontró que el 47% de los datos fueron en pixeles clasificados como pastizales, el 100% a menos de 2.5 km a cuerpos de agua, el 77% a menos de 500 msnm, el 65% en una pendiente menor al 15%, el 57% en zonas con una densidad de poblados entre 0,006 y 0,009 poblados/km^2, el 66% a una distancia de los poblados entre 1,0 – 3,0 km, el 50% a mas de 10 km de vías principales y el 35% a menos de 1 km de vías secundarias.

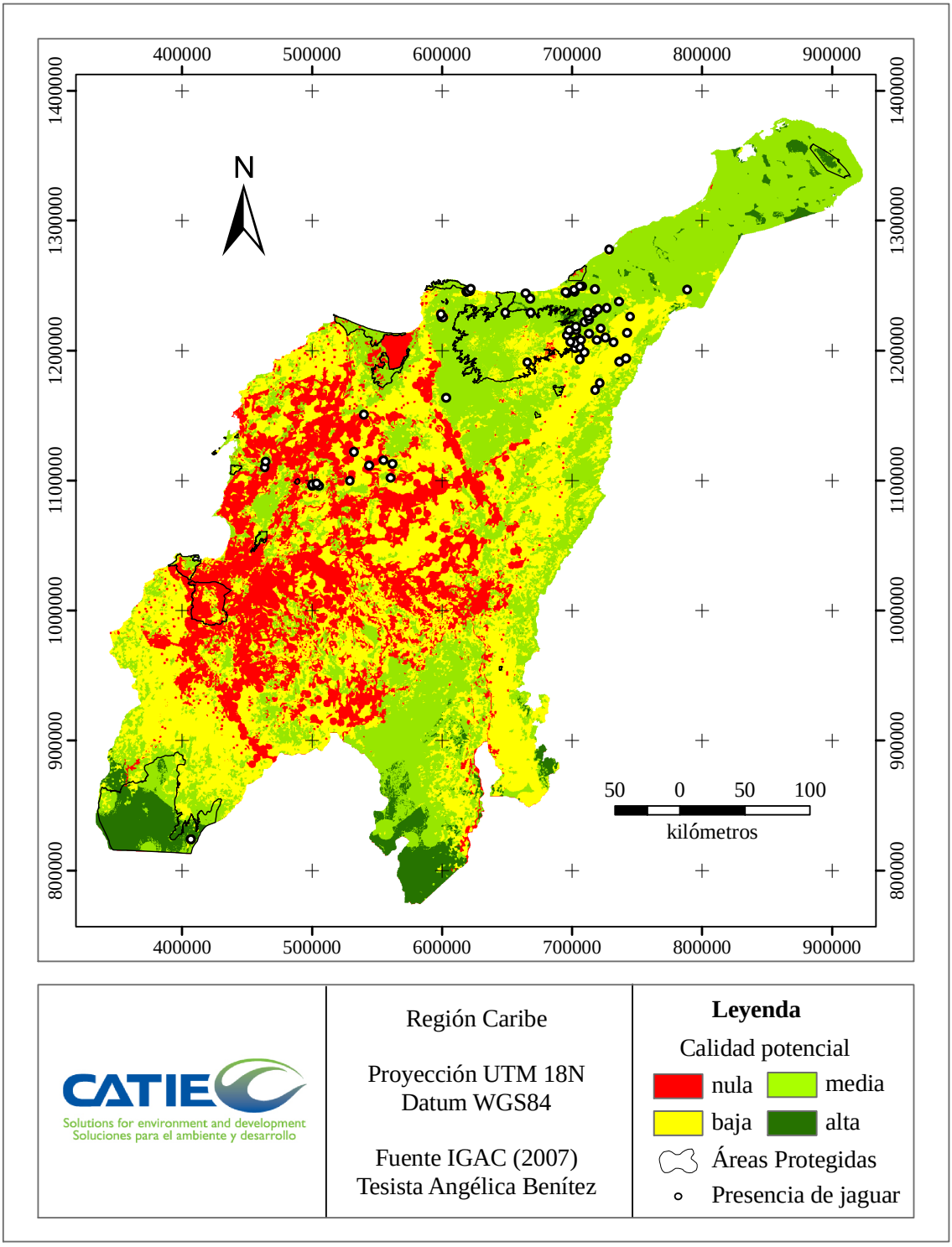


Figura 7. Modelo de calidad potencial de hábitat para el jaguar en La Región Caribe colombiana a partir del análisis multicriterio.

4.3.3 Modelos de hábitat obtenidos a partir de Maxent

En el primer modelo (modelo1) la capacidad de predicción para los datos de prueba generó un AUC de 0,857 (Figura 8), lo que indica que la habilidad del modelo para clasificar las presencias fue buena (Parolo et ál. 2008). Así mismo, las variables que tuvieron el mayor poder de predicción cuando fueron analizadas independientemente son: la densidad de poblados (AUC= 0,79), la precipitación promedio anual de los meses más secos (AUC= 0,76) y la distancia a poblados (AUC= 0,74); mientras que la variable con el menor poder de predicción fue la pendiente (AUC= 0,47) (Figura 9).

De igual forma que en el modelo multicriterio, el mapa de hábitat potencial obtenido se reclasifico en cuatro categorías de calidad de hábitat (Figura 11). La primera categoría represento el 30,1%, la segunda el 61,1%, la tercera categoría el 8,2% y la última categoría el 0,4% (Cuadro 7, Figura 10).

Figura 8. Evaluación del modelo1 a través de los análisis del área bajo la curva (AUC)

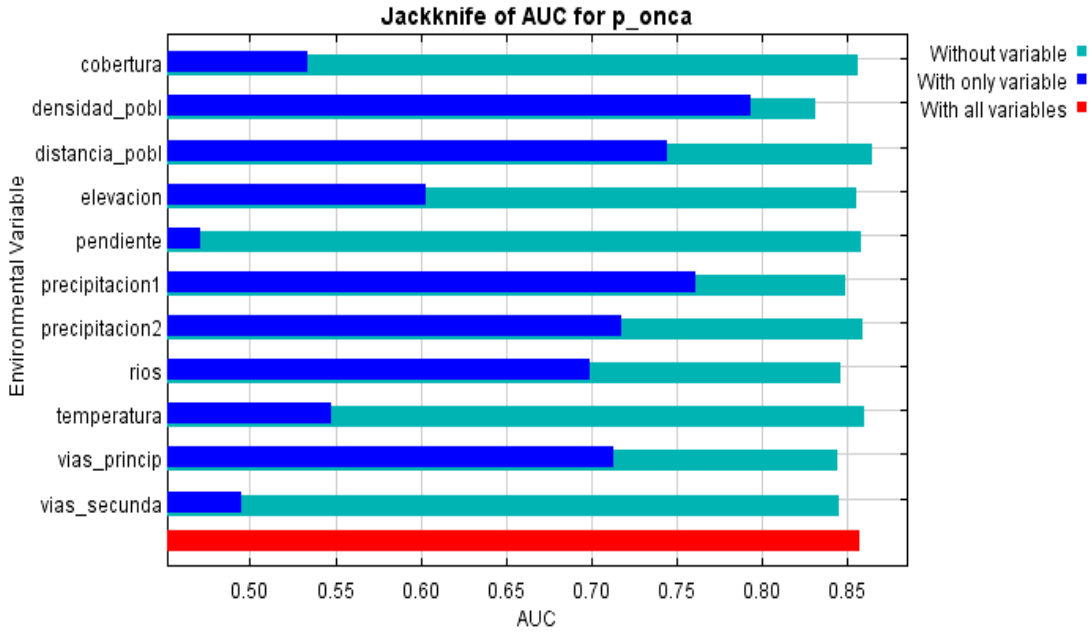


Figura 9. Resultado de Jackknife sobre la importancia de las variables considerando el área bajo la curva (AUC).

Cuadro 7. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo1

Categoría	Calidad potencial de hábitat	Área (km^2)
1	Nula	39.738,70
2	Baja	80.585,95
3	Media	10.889,07
4	Alta	590,21
Total		**131.803,93**

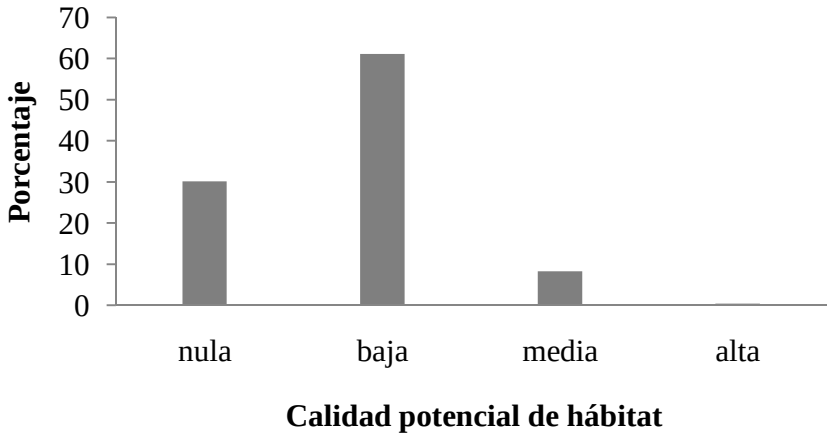


Figura 10. Extensión porcentual de las categorías de calidad potencial de hábitat para el jaguar a partir del modelo1.

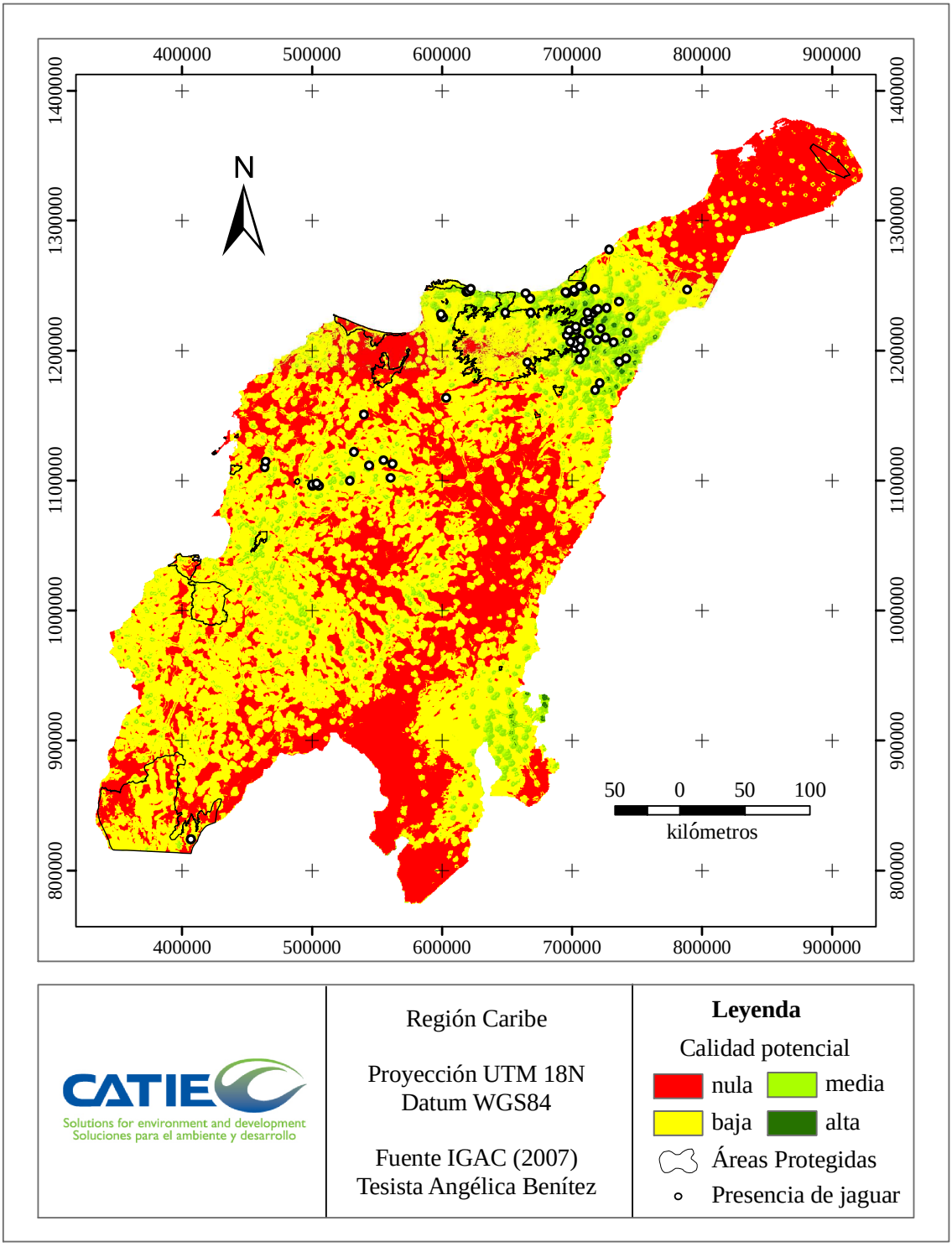


Figura 11. Modelo de calidad potencial de hábitat para jaguar en la Región Caribe colombiana a partir Maxent (n=53)

En cuanto al segundo modelo (modelo2), la capacidad de predicción para los datos de prueba obtuvo un AUC de 0,768 (Figura 12), indicando una habilidad promedio para clasificar una presencia (Parolo et ál. 2008). Las variables que tuvieron el mayor poder de predicción cuando fueron analizadas independientemente fueron la distancia a poblados (AUC= 0.75), la distancia a ríos (AUC= 0,65) y la densidad de poblados (AUC= 0,64); por su parte, la variable con el menor poder de predicción fue la temperatura (AUC= 0,25) (Figura 13).

Al reclasificar el modelo en las cuatro categorías de calidad potencial de hábitat (Figura 15) resultó una representatividad del 60,3% para la primera categoría, del 35,2% para la segunda, del 4,2% para la tercera, y del 0,2% para la última categoría (Cuadro 8, Figura 14).

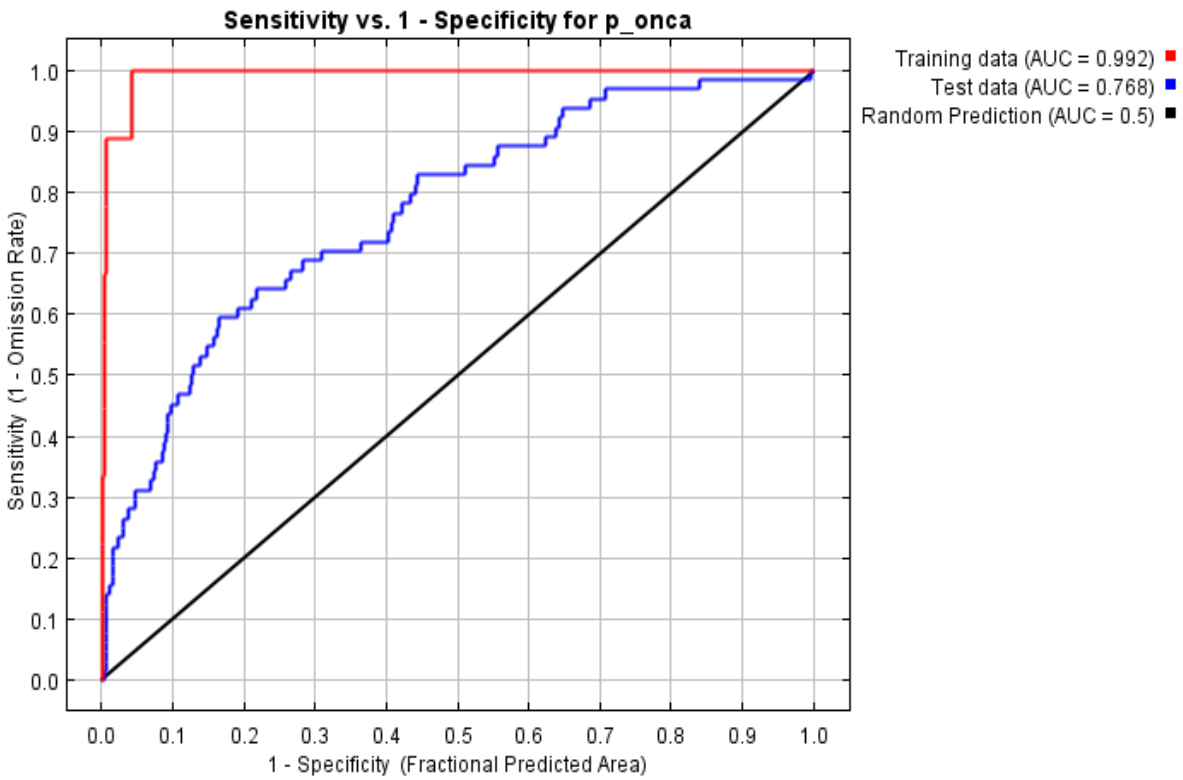


Figura 12. Evaluación del modelo2 a través de los análisis ROC y AUC

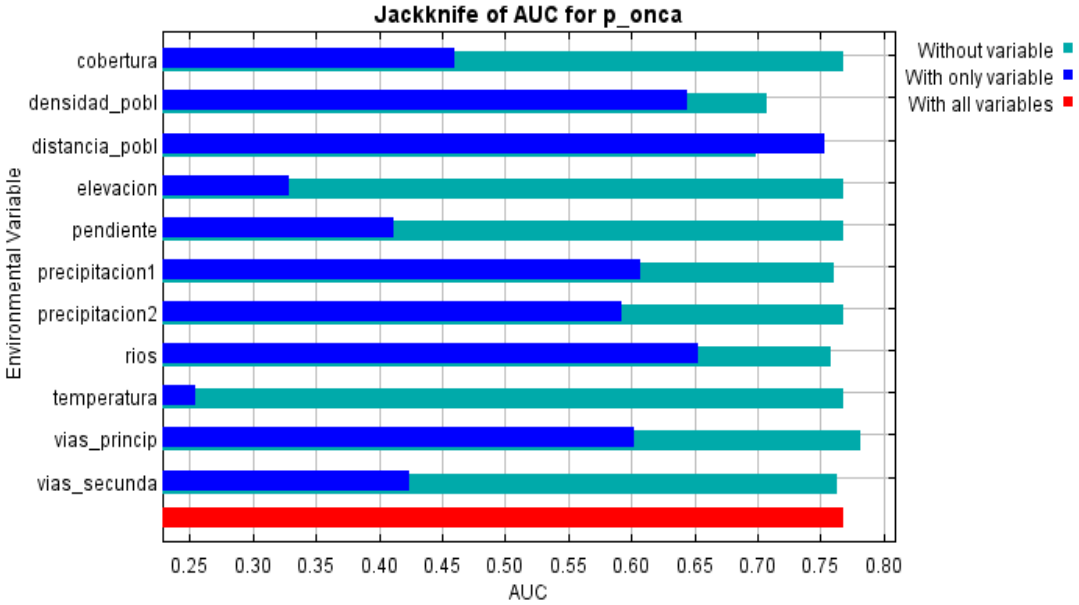


Figura 13. Resultado de Jackknife sobre la importancia de las variables considerando el AUC en el modelo2

Cuadro 8. Extensiones de calidad potencial de hábitat para jaguar a partir del modelo2

Categoría	Calidad potencial de hábitat	Área (km^2)
1	Nulo	79.555,30
2	Baja	46.418,57
3	Media	5.569,21
4	Alta	260,77
Total		**131.803,85**

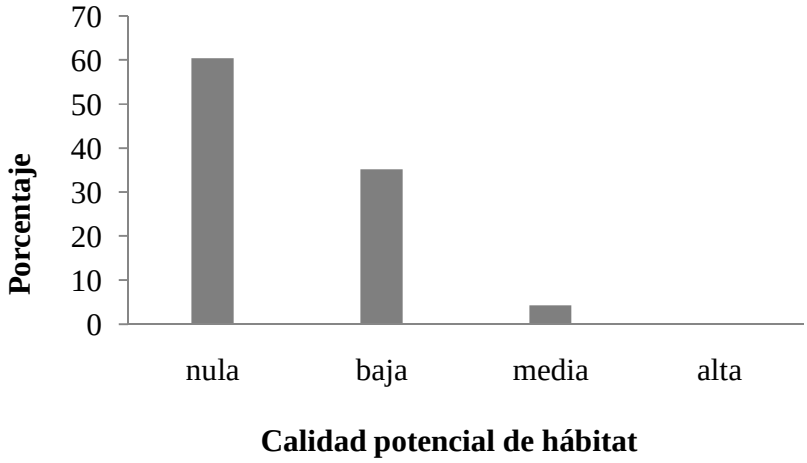


Figura 14 . Extensión porcentual de las categorías de calidad potencial de hábitat para el jaguar a partir del modelo2

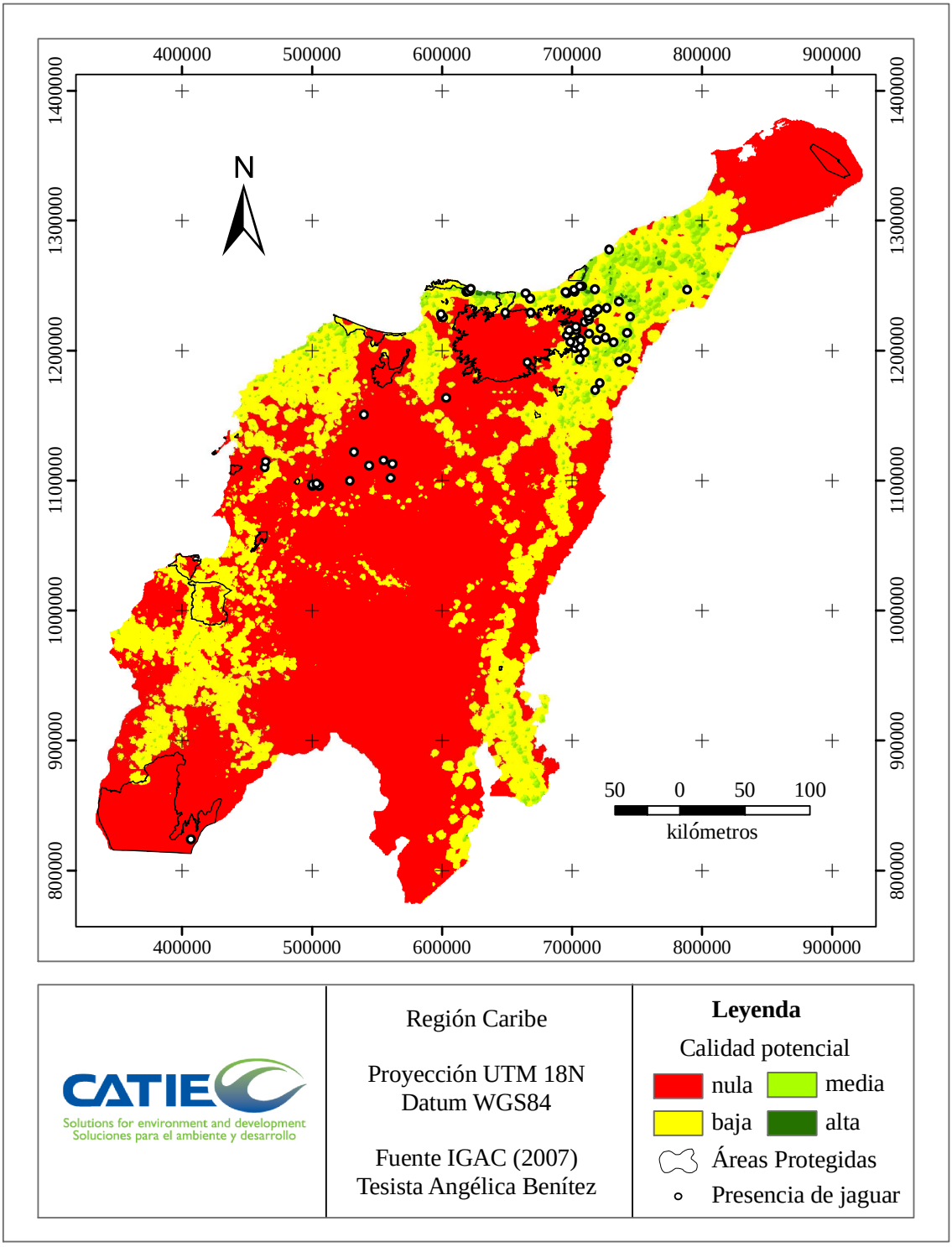


Figura 15. Modelo de calidad potencial de hábitat para jaguar en la Región Caribe colombiana a partir Maxent (n=10)

4.3.4 Comparación modelos de hábitat potencial para jaguar

En primer lugar se extrapoló la información de los tres mapas de calidad potencial de hábitat a los registros de presencia de jaguar. De esta forma se encontró que para el modelo multicriterio el 54,05% de los datos se localizaron en un hábitat con una calidad potencial baja, mientras que aquellos localizados en un hábitat con una calidad potencial alta correspondieron al 1,35%. Respecto a los modelos de Maxent, en el modelo1 el 55,41% de los datos se ubicaron en un hábitat con calidad potencial media y el 25,68% en un hábitat con calidad potencial alta; por su parte, para el modelo2 el 37,84% de los datos se encontraron en un hábitat con una calidad potencial media y el 2,70% en un hábitat con calidad potencial alta (Figura 16).

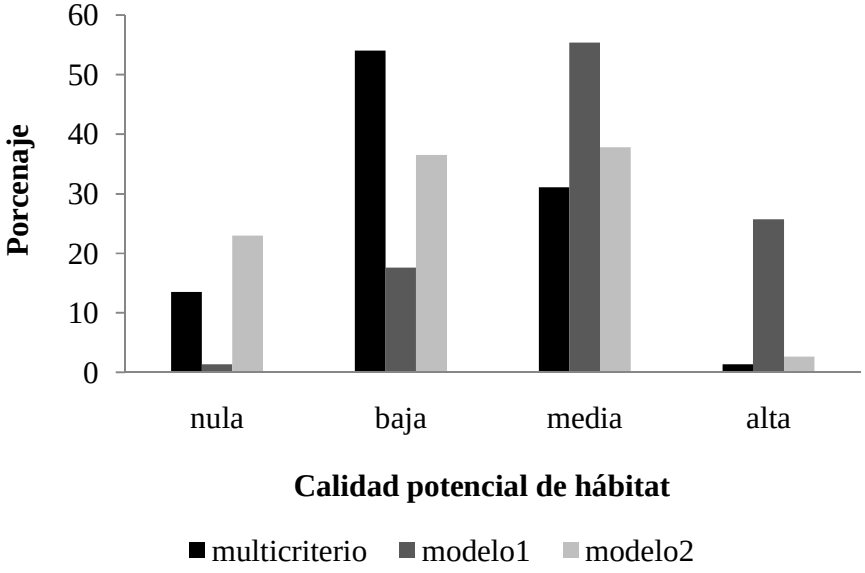


Figura 16. Presencia de jaguar en relación a la calidad potencial de hábitat de los tres modelos generados en la Región Caribe colombiana

Como se esperaba, se observó una mayor correlación entre los dos modelos inductivos (rs=0,54 p<0,0001) y una baja correlación entre el modelo multicriterio y el modelo2 (rs=0,28, p<0,01) y el multicriterio y el modelo1 (rs=0,12, p=0,30) (Cuadro 9). Por otra parte, al generar las tablas de contingencia a partir de las categorías de calidad potencial de hábitat se sustentaron los anteriores resultados, ya que hubo evidencia para rechazar la hipótesis nula de independencia entre el modelo multicriterio y el Maxent1 (p<0.05) (Cuadro 10), contrario a lo

que ocurrió al comparar el multicriterio y el Maxent2 (p=0,43), donde no se rechazó la hipótesis nula (Cuadro 11).

Cuadro 9. Coeficientes de correlación de Spearman entre los modelos inductivos y el deductivo

Modelos	Maxent1	Maxent2	Multicriterio
Maxent1	1,00	3,9 e^{-6}	0,30
Maxent2	0,54	1,00	0,01
Multicriterio	0,12	0,28	1,00

Cuadro 10. Tablas de contingencia entre el modelo multicriterio y el modelo1

Maxent1	Multicriterio				Total
	Nula	Baja	Media	Alta	
Nula	5	2	7	0	14
Baja	2	3	1	1	7
Media	3	13	10	0	26
Alta	0	22	5	0	27
Total	**10**	**40**	**23**	**1**	**74**
χ^2 Pearson = 0,002			Coef. Pearson =0,55		

Cuadro 11. Tablas de contingencia entre el modelo multicriterio y el modelo2

Maxent2	Multicriterio				Total
	Nula	Baja	Media	Alta	
Nula	10	21	12	1	44
Baja	0	4	3	0	7
Media	0	13	7	0	20
Alta	0	2	1	0	3
Total	**10**	**40**	**23**	**1**	**74**
χ^2 Pearson = 0,43			Coef. Pearson =0,33		

4.4 DISCUSIÓN

4.4.1 Hábitat potencial para jaguar

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, la Región Caribe colombiana presentó una baja disponibilidad de hábitat con una calidad potencial alta para jaguar (< 5%). Esto es coherente con el estado de fragmentación en el que se encuentra el paisaje y la baja área promedio de los parches de bosque (19 km^2), la cual es menor a los rangos de hogar registrados para la especie, que varían desde los 25 km^2 en el Pantanal Brasilero hasta los 265

km^2 en el Cerrado de Brasil (Astete et ál. 2008), y que es el resultado de la conversión de áreas naturales a pastizales para prácticas de ganadería extensiva (PNUD 2009). A pesar de esto, existen tres grandes parches de bosques naturales que junto con la vegetación secundaria, los herbazales y los arbustales favorecieron la disponibilidad de hábitat para jaguar en el Caribe colombiano, al menos en el modelo multicriterio. En los modelos generados en Maxent hubo implicaciones metodológicas adicionales que explican los resultados obtenidos.

Precisamente, en el modelo multicriterio se identificaron dos parches de hábitat con una calidad potencial alta, uno de 2.400 km^2 ubicado en la serranía de San Jacinto en el sur del departamento de Córdoba, donde se encuentra el Parque Nacional Natural Paramillo que hace parte del SIRAP Noroccidente, y el otro parche en la serranía de San Lucas en el sur del departamento de Bolívar con un área aproximada de 1.900 km^2. Estos parches son dos de las zonas de bosque natural con mayor área promedio de la Región Caribe que, probablemente, hicieron que esta clase tuviera una desviación estándar muy alta. Los otros parches con calidad alta son mucho más pequeños y están distribuidos en el departamento de La Guajira donde suman un área de 480 km^2 y donde se encuentra el Parque Nacional Natural Macuira con 288,15 km^2; en Cesar con un área de 169 km^2; y en Magdalena con un área de 36 km^2 y donde se encuentran los Parques Nacionales Naturales Tayrona que tiene un área de 193,69 km^2 y Sierra Nevada de Santa Marta con un área de 4007,77 km^2. Debido a la presencia de estas dos áreas protegidas (PNN Tayrona y Sierra Nevada de Santa Marta) se esperaba encontrar una mayor disponibilidad de hábitat con alta calidad potencial; contrariamente, esta zona se caracterizo por presentar una calidad potencial media que coinciden con las zonas de vegetación secundaria que se encuentran en la base de la Sierra Nevada.

Continuando con la categoría de calidad potencial media existen varios aspectos a destacar en el modelo multicriterio. Primeramente, el departamento de La Guajira se clasificó dentro de esta categoría debido, parcialmente, a la dominancia de las coberturas herbácea y arbustiva (11%), hábitats que son usados por jaguar de acuerdo al criterio de los expertos y estudios realizados en México y el Chaco (Noss com.pers). Junto con la Sierra Nevada de Santa Marta se formo un primer bloque de 21.710 km^2 en el sector norte de la región, también se identifico un segundo bloque de 7.094 km^2 en la Serranía de San Lucas y un tercer bloque de 3.435 km^2 en la Serranía de Perijá en el departamento de Cesar y límites con Venezuela.

Otros parches importantes para propósitos de conservación se localizaron en el departamento del Magdalena donde se encuentran las áreas protegidas Vía Parque Isla de Salamanca con 571.03 km^2 y el Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta con 284,55 km2; y en el Canal del Dique ubicado en el departamento de Bolívar y donde se localiza el Santuario de Fauna y Flora Los Colorados con un área de 10,55 km^2.

Entre tanto, el área restante de la región se caracterizó por un hábitat con calidad potencial baja o nula, patrón que fue definido por los aspectos socioeconómicos analizados en este estudio. Para confirmarlo se generó un cuarto modelo con las variables biofísicas solamente, observándose una disminución en el porcentaje de un hábitat con calidad potencial nula y un aumento en la disponibilidad de un hábitat con calidad potencial media y alta. En el mapa biofísico se observó un bloque de hábitat con calidad potencial alta localizado en el frente este de la Sierra Nevada de Santa Marta, en el departamento del Magdalena. De igual forma, se identifico un primer bloque de hábitat con calidad potencial media en la Sierra Nevada de Santa Marta y el sur de La Guajira, y se destacan los parches de menor tamaño que se encuentran en la serranía de San Jacinto en Córdoba; la serranía de La Coraza en Sucre; y los Montes de María en Bolívar (Anexo 3).

Basados en esto, la forma en que influyeron las variables relacionadas con los poblados sobre los tres modelos fue negativa, puesto que aquellas áreas con menor calidad potencial de hábitat presentaron la mayor densidad y mayor distancia a asentamientos humanos. Estas zonas se localizaron en el centro de la región, donde predominaban las sabanas como formaciones vegetales naturales, pero donde se ha desarrollado la mayor actividad económica costeña a lo largo de la historia (Cuadros 2009). Lo contrario ocurrió en el departamento de La Guajira y La Sierra Nevada de Santa Marta, localizados al norte de la Región Caribe, donde se presentó un hábitat con un mejor potencial, una menor densidad de poblados y una mayor distancia a poblados. Esto está soportado por los resultados obtenidos en Bosque Atlántico del Alto Paraná en Brasil, donde se concluyó que la densidad de población rural tuvo efectos negativos sobre las poblaciones de jaguar debido a la presión de caza de la especie, sus presas y la explotación de otros recursos de los bosques naturales (De Angelo 2009). Igualmente, Altrichter et ál. (2006) observaron en el Chaco Argentino una relación entre la cantidad de

asentamientos humanos, el aumento de estos a través del tiempo y la disminución en el número de reportes de jaguar (datos de presencia).

Adicionalmente, varios estudios han evidenciado el efecto de las carreteras sobre las poblaciones de carnívoros. En general, dichos efectos son negativos porque la presencia de vías generan barreras para la dispersión de los individuos y una mayor accesibilidad de la gente hacia las áreas naturales para colonizarlas y cazar (Noss et ál. 1996, Kattan et ál. 2004). Por ejemplo, Kerley et ál. (2002) observaron en la Reserva de Biosfera Zapovednik en Rusia, que todas las hembras adultas de tigre (*Panthera tigris*) monitoreadas en áreas con vías principales fueron cazadas (n = 6) y la mitad de las crías murieron. Así mismo, la presencia de vías también generan procesos de fragmentación de hábitat que desencadenan otra serie de situaciones que conllevan a la extinción local de especies (Beier et ál. 2008). De allí, que el poco hábitat con calidad potencial alta se ubique en zonas con una mayor distancia a vías principales y secundarias, las cuales coinciden de nuevo con La Guajira y la Sierra Nevada. Sin embargo, es importante aclarar que las vías principales no generan el mismo impacto de las secundarias, pues se ha observado que los felinos usan caminos secundarios para moverse (Kerley et ál. 2002), particularmente en áreas protegidas o de poca accesibilidad (De Angelo 2009). Por esta razón, los expertos opinaron que las vías secundarias tienen diferente grado de influencia sobre las poblaciones de jaguar, lo cual fue soportado por los resultados obtenidos a partir de los modelos de Maxent, donde las vías secundarias fueron menos importantes.

Por otra parte, aunque en los modelos inductivos el uso del suelo no generó ningún aporte significativo (3% modelo1, y 10% modelo2), el análisis multicriterio sí consideró esta variable como la más importante, ya que el 38% de la región está dominada por pastizales para ganadería extensiva, un hábitat considerado poco apropiado para la especie (Hatten et ál. 2005). Sin embargo, a pesar de la poca disponibilidad de hábitat con calidad potencial alto para la especie, los datos de presencia de jaguar reflejan el uso de estas zonas, lo cual ha sido observado en el Cerrado y el Pantanal Brasilero (Silveira 2004, Cavalcanti 2008). Scognamillo et ál. (2003) explican que en los llanos Venezolanos los jaguares usan determinados tipos de hábitat en proporción a su disponibilidad en el rango de hogar, situación que podría explicar parcialmente lo observado en el área de estudio, ya que existe una mayor proporción de hábitat con calidad potencial baja y media.

No obstante, existen otras explicaciones para lo descrito anteriormente. En primer lugar, los jaguares posiblemente están usando las áreas de pastizales como corredores entre parches de bosque dominados claramente por una matriz antropogénica, independientemente que sean apropiados o no; sin embargo, esto no implica que sea un hábitat que estén seleccionando. En segundo lugar, la facilidad de avistar u observar rastros de jaguar en áreas abiertas frecuentadas por personas es mucho mayor que en áreas de bosques, aisladas y poco visitadas (Hatten et ál. 2005). Por último, es poca la información disponible sobre la presencia de la especie a lo largo del área de estudio y existen claros vacios de información en el sur de la región debido a la falta de investigaciones; razón por la cual estas zonas no fueron consideradas aptas en los modelos de Maxent, a pesar de tener una cobertura boscosa aparentemente idónea para las poblaciones de jaguar. En este punto es importante mencionar que el conflicto interno colombiano ha incidido en la poca generación de información sobre jaguar en el Caribe, ya que en los departamentos existe presencia de grupos armados ilegales desde la década de los setenta, lo que dificulta llegar a ciertas localidades como las serranías ubicadas en el sector sur (San Jacinto, San Lucas) y este (Serranía de Perija) de la región. Aunque la Sierra Nevada de Santa Marta, entre Magdalena y Guajira, también ha sido ocupada por estos grupos, la presencia de las áreas protegidas posiblemente facilitó el alto registro de datos en esta zona, más aún proviniendo de distintas fuentes.

Finalmente, al comparar los resultados obtenidos en este estudio con los de otras investigaciones sobre el hábitat para jaguar, se confirma la asociación de la especie con los cuerpos de agua, ya que la totalidad de los registros de observaciones para la Región Caribe colombiana se localizó entre los primeros 2,5 km de distancia a ríos. Una situación similar se observó en Arizona, EE.UU., donde el 64% de los registros de jaguar estuvieron entre los 5 km de distancia a ríos y el 80% entre los 2,5 km de distancia a lagunas (Hatten et ál. 2005). Además, Ortega-Huerta y Medley (1999) encontraron que en Sierra de Tamaulipas, México, al incluir la distancia promedio a ríos dentro del modelo de hábitat, disminuían las áreas con bajo potencial. Así mismo, en Bosque Atlántico y el Pantanal Brasilero, la especie ha sido registrada en zonas cercanas a ríos y en áreas con un alto número de cuerpos de agua (Crawshaw y Quigley 1991, Astete et ál. 2008, De Angelo 2009). No obstante, estudios como

el de González (2008) en la Región de Talamanca en Costa Rica y Beier et ál. (2008) en Arizona, no consideran esta variable dentro de sus respectivos modelos.

Por su parte, la elevación y la pendiente tuvieron un menor peso en el modelo deductivo y una asociación negativa con la calidad del hábitat en los modelos inductivos. De forma similar, en el Bosque Atlántico Alto Paraná en Brasil, las dos variables no mostraron importancia sobre el modelo desarrollado para esta área (De Angelo 2009). Esto contrasta con lo ocurrido en Talamanca (González-Maya et ál. 2008), donde estas dos variables tuvieron un mayor peso (40% y 20% respectivamente) porque, aparentemente, el jaguar está presente en áreas con una menor pendiente y elevación; sin embargo, esto podría deberse a las características topográficas del paisaje de la Región de Talamanca que se caracteriza por ser el sistema montañoso más extenso de Costa Rica (González-Maya 2008).

4.4.2 Desempeño de los modelos de hábitat potencial

Son muy amplios y variados los tipos de modelos que pueden utilizarse para identificar el hábitat potencial para el jaguar. Como ya se mencionó el uso de un modelo u otro depende de la disponibilidad de información, de las variables biofísicas y socioeconómicas que se consideren y, además, de los datos disponibles sobre la especie. Así mismo, la efectividad depende de la calidad de esa información en relación al tamaño del área de estudio, y su utilidad, de los objetivos de investigación.

Los modelos deductivos obtenidos a partir de análisis multicriterio son muy útiles para facilitar los procesos de decisión bajo diferentes criterios y puntos de vista que influyen, negativa o positivamente, sobre algún problema en particular (Santos 1997). Sin embargo, es importante que un mayor número de expertos compartan sus opiniones respecto a las variables y criterios que más influyen sobre la distribución del jaguar, y se disminuya la heterogeneidad de los valores y pesos obtenidos para tener una aproximación mucho más cercana de la disponibilidad de hábitat potencial para la especie.

Respecto a los modelos inductivos se destacó el buen comportamiento del modelo1, el cual tuvo una capacidad de predicción del 85% que podría explicarse, principalmente, porque se uso una mayor cantidad de datos para calibrar el modelo (n = 53), comparado al modelo2

que solo uso diez (Hernandez et ál. 2006). No obstante, aunque algunos autores han establecido escalas para calificar el buen o mal comportamiento de los modelos (Parolo et ál. 2008), y los dos modelos inductivos, en teoría, estuvieron dentro de un buen rango de comportamiento, en la práctica no tienen la calificación idónea para aplicarlos dentro de acciones de conservación en la región (Guisan y Zimmermann 2000), lo que si permiten deducir es la necesidad de generar información sobre la especie.

Por su parte, el modelo2 confirmó la importancia de tener suficientes datos con los que se puedan construir y evaluar los modelos de manera independiente, ya que por un lado fue el modelo con una menor capacidad de predicción, y por otro el que menos se acercó a la realidad del paisaje. No obstante, para especies como el jaguar la poca disponibilidad de datos siempre será una limitante, puesto que suelen ser nocturnos, utilizan amplios rangos de hogar y tienen bajas densidades (Seymour 1989). Por esta razón, el uso de datos indirectos sobre su presencia, adquiridos a través del registro de rastros, la generación de encuestas a pobladores locales y la aplicación de métodos participativos es lo más recomendable (De Angelo 2009).

Aunque Maxent presenta varias ventajas respecto a otros métodos inductivos, como la regularización para disminuir el sobreajuste del modelo, los bajos errores de comisión y altos errores de omisión (Urbina-Cardona y Loyola 2008), es necesario resaltar que los nichos ecológicos de especies con una distribución geográfica y ambiental muy amplia como el jaguar, son más difíciles de modelar y es aquí donde el uso de tamaños de muestra pequeños no es recomendable, más aún si provienen de diferentes fuentes sin un diseño de muestreo claramente definido (Hernandez et ál. 2006), que no garantiza la independencia de los datos y conlleva la sobreestimación en la importancia de algunas variables (Wintle et ál. 2005). Probablemente esto último ocurrió en este caso, puesto que se observó una clara relación entre la distribución potencial de jaguar y las variables socioeconómicas que prácticamente fueron las que definieron los resultados obtenidos en el modelo1 y el modelo2.

Otro aspecto importante que, probablemente, influyó sobre los modelos inductivos fue la resolución espacial, la cual constituye un factor importante para mejorar la precisión de los modelos (Chefaoui et ál. 2005). En particular, una alta resolución en los mapas biofísicos es considerada un elemento clave para mejorar la predicción de los modelos, especialmente

cuando los análisis se realizan en áreas con un paisaje heterogéneo, donde existen transiciones bruscas de un uso de suelo a otro (Guisan y Zimmermann 2000).

En el caso de la Región Caribe colombiana, la escala 1:500.000 fue la más completa disponible para el país; sin embargo, a esta escala se pueden estar omitiendo parches de bosque con áreas menores a los 25 km^2, como los bosques ripários, los cuales en términos de manejo y conservación podrían generar redes de conectividad entre áreas de hábitat potencial más grandes (Guisan y Zimmermann 2000). En este sentido, lo más adecuado es analizar hojas cartográficas a una escala más fina (1:100.000), imágenes satelitales o fotografías áreas, con el fin de obtener información más exacta. No obstante, esto tomaría mayor tiempo puesto que son casi 90 hojas cartográficas las que componen la región, no todas disponibles por razones de seguridad nacional (las hojas cartográficas de los límites nacionales no están disponibles al público), se requerirían de instrumentos especializados para analizar las fotografías aéreas y octorrectificar las imágenes satelitales.

Por otra parte, el modelo multicriterio fue el que más se acerco a la realidad del paisaje porque considero todos los parches de bosques naturales y vegetación secundaria dentro de un hábitat con calidad potencial media o alta, localizados en zonas donde se esperaban encontrar como los sistemas montañosos de la región. Contrariamente, la mayoría de estas mismas zonas fueron consideradas dentro de un hábitat con calidad potencial baja e incluso nula en el modelo1 y el modelo2, respectivamente, por las razones que ya se han mencionado y que están relacionadas con el tamaño de la muestra, la concentración de la información y la escala. Sin embargo, las pocas áreas con un hábitat de calidad alta identificadas en los modelos inductivos no son las mismas del multicriterio. Es en este caso donde se complementarían los mapas para plantear diseños de muestreo más completos que cubran la totalidad de áreas con calidad potencial alta y media definidas en este estudio.

En cuanto a la información sobre presencia del jaguar, en el modelo1 se observó un mayor porcentaje de datos en áreas con una calidad potencial media y alta, que a diferencia de lo ocurrido en el modelo multicriterio, sustentaría el bajo coeficiente de correlación obtenido entre estos dos mapas y explicaría el hecho de encontrar un coeficiente de Spearman mayor entre el multicriterio y el modelo2, ya que fue en estos dos donde la distribución de las

frecuencias de los datos de jaguar fue similar, ya que hubo un menor número de datos en áreas con calidad potencial alta y un mayor número en áreas con calidad potencial baja y media.

Por último, son muchas las variables que pueden considerarse para crear modelos más robustos. De Angelo (2009), por ejemplo, incluyó 16 variables para modelar el hábitat del jaguar en Brasil y recomienda incluir variables relacionadas con la historia del paisaje (ej. fragmentación del bosques), con el fin de comprender el impacto de estas dinámicas sobre los modelos. Por esta razón para futuros estudios a escala local deberían considerarse variables relacionadas con el tamaño de los parches de áreas naturales y áreas en regeneración, la distancia entre ellos, su forma, los procesos de fragmentación, entre otras.

4.4.3 Implicaciones para la conservación en la Región Caribe Colombiana

Los resultados obtenidos en este estudio despiertan la atención de diferentes entidades gubernamentales e instituciones privadas interesadas en plantear estrategias de manejo y conservación para el jaguar y su hábitat. Escoger el jaguar como especie objeto de investigación genera una serie de críticas, aciertos y contradicciones al ser considerada una especie emblemática, bandera, clave y sombrilla regionalmente conocida que enfrenta graves conflictos con las comunidades humanas con consecuencias económicas, culturales y ambientales para la sociedad.

La iniciativa de establecer un programa regional de conservación denominado *Paseo Pantera* es el más claro ejemplo del uso del jaguar como una especie emblemática. Con el paso del tiempo, dicha iniciativa se convirtió en un modelo de desarrollo sostenible al facilitar el establecimiento del Corredor Biológico Mesoamericano (Mendieta 2000), a partir del cual numerosas investigaciones en diferentes grupos taxonómicos han sido realizadas. El establecimiento de corredores biológicos, en primera instancia, busca mantener los procesos ecológicos de una o varias especies en un paisaje. Ahora, son considerados una estrategia holística al integrar aspectos sociales, culturales, económicos y ambientales que son claves para el éxito de los programas de conservación (Bennet 1998).

Actualmente, la iniciativa del corredor biológico para jaguar se ha desplazado a Suramérica, donde los primeros esfuerzos se han enfocado en Colombia, El Escudo Guyanés y

Brasil (Panthera 2008). Un análisis preliminar no incluye la Región Caribe colombiana dentro de esta propuesta porque el desarrollo económico ha conllevado fuertes procesos de fragmentación, lo cual ha resultado en pocos remanentes de hábitat natural potencial para la especie, tal como se observó en este estudio (Anexo 5). Sin embargo, el modelo multicriterio es en este caso una herramienta muy importante a considerar, ya que destaca áreas importantes que pueden generar redes ecológicas que por un lado conecten los pocos parches de bosques naturales remanentes y por otro guíen los esfuerzos humanos y la inversión económica de una forma más eficiente.

De esta forma se resaltan las dos áreas de hábitat con calidad potencial alta localizadas en el sur de la región, que para propósitos de limitar el área de estudio se encuentran separadas, pero en la realidad están conectadas por varios parches de bosque natural que están en el departamento de Antioquia. Esta red ecológica aumentaría la disponibilidad de un hábitat potencialmente alto menos fragmentado, garantizando el mantenimiento de las poblaciones de jaguar a largo plazo en el sur de la región. Uno de los bloques de hábitat con calidad alta que compondría la red corresponde al sector del PNN Paramillo que está en Córdoba, el cual tiene un rango de altura entre los 350 y 3.400 msnm, manteniendo el remanente más extenso de bosque húmedo tropical que se encuentra en el norte de Colombia (UAESPNN 2009).

El otro bloque ubicado en la serranía de San Lucas es una zona con una baja densidad poblacional humana y poca infraestructura vial que no se encuentra bajo ninguna figura de protección, razón por la cual sería interesante, además de necesario, realizar los estudios ecológicos (ej. estimación de abundancias poblacionales de jaguar y sus presas) y socioeconómicos (ej. derechos de la tierra, presencia de comunidades indígenas) correspondientes para integrarla dentro del SINAP o en las áreas protegidas regionales o de la sociedad civil. Esta zona es uno de los refugios naturales mejor conservados de la costa a pesar de los fuertes procesos de colonización que la rodean, razón por la cual se considero como un área priorizada bajo el criterio de “urgencia” por la UAESPNN (Reyes 2009).

Adicionalmente, las áreas identificadas con calidad potencial media podrían convertirse a largo plazo en hábitats muy importantes para las poblaciones de jaguar porque son zonas de vegetación secundaria que se encuentran en estado de regeneración por el

abandono de pastizales o cultivos (IDEAM 2007). Por ejemplo, La Serranía de Perija que se compone en su mayoría de vegetación secundaria, limita en el este con el PNN Catatumbo Barí, un área protegida de 1.581,25 km^2, ubicada en el departamento de Norte de Santander y con un 80% de su área cubierta por bosque húmedo tropical donde, aparentemente, se encuentran poblaciones de jaguar (UAESPNN 2009). Hacia el sur podría establecerse una red con la Serranía de San Lucas y hacia el norte con el PNN Sierra Nevada de Santa Marta para mejorar la conectividad entre estos tres bloques importantes de vegetación en estado de regeneración. La Serranía de Perija también ha sido priorizada como una nueva área protegida por la UAESPNN (Reyes 2009).

Entre los otros parches de calidad potencial media es importante destacar los que se ubican en los Montes de María. Aunque están rodeados por un hábitat de calidad potencial nula, las entrevistas realizadas allí permitieron deducir que aún se encuentran individuos de jaguar en la zona. Por lo tanto se requiere continuar el monitoreo y la investigación que comenzó este año en el marco del Plan de Félidos para El Caribe Colombiano. Los Montes de María son un sistema montañoso cuyos bosques se han regenerado y las poblaciones de presas para jaguar han aumentado según los pobladores. No obstante, las áreas naturales están siendo convertidas en plantaciones forestales monoespecíficas, áreas agrícolas y pastizales; razones por las cuales sería importante gestionar su integración dentro de la Red de Reservas de la Sociedad Civil.

Un avance importante en el Caribe Colombiano es el alto grado de institucionalidad que existe en pro de la conservación del jaguar. Varias organizaciones gubernamentales, no gubernamentales y comunidades locales se han integrado alrededor del Plan de Conservación de Félidos para El Caribe Colombiano, donde se socializarán los resultados obtenidos. Estas incluyen el Minambiente, la UAESPNN, CORPAMAG, CARDIQUE, CORPOCESAR, CORPOGUAJIRA, CI, Herencia Verde, ProCAT Colombia y pobladores de la Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena), Canal del Dique (Bolívar) y los Montes de María (Bolívar). Gracias a la integración de esta gran diversidad de actores, existe un alto nivel de apropiación por la iniciativa y compromiso para su éxito.

Sumado a lo anterior, es importante incluir procesos de educación ambiental, especialmente en las áreas que tuvieron un bajo potencial de hábitat más aún si existen registros de jaguar en ellas, ya que usualmente cuando la especie se encuentra en este tipo de hábitat ocurren conflictos con las comunidades humanas que terminan en la extinción local de la especie. Es necesario entonces mitigar los conflictos que se presentan a través de las corporaciones autónomas regionales, facilitando proyectos de desarrollo sostenible que permitan hacer un mejor manejo de las prácticas ganaderas y agrícolas, y sensibilizando a los pobladores hacía la conservación del jaguar y sus presas.

4.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este estudio la Región Caribe colombiana se caracterizó por presentar una baja representatividad de un hábitat con una calidad potencial alta para el jaguar, lo que implica que la región no cuenta con las condiciones biofísicas y socioeconómicas ideales para mantener, teóricamente, poblaciones viables de la especie. No obstante, es importante validar en campo los modelos generados y trabajar a una menor escala, con el fin de identificar hábitats potenciales a nivel local.

Los modelos inductivos determinaron que las variables socioeconómicas relacionadas con los poblados son las que más influyeron en la baja disponibilidad de un hábitat óptimo para el jaguar. El método deductivo planteó que el uso del suelo fue la variable más relevante para identificar áreas consideradas óptimas para la especie. Sin embargo, se recomienda incluir otras variables relacionadas con la estructura del paisaje para mejorar la calibración de los modelos.

El modelo multicriterio provee la mejor herramienta para dirigir los esfuerzos de investigación y estrategias de manejo y conservación para el jaguar en el Caribe Colombiano. Dichas acciones deben estar dirigidas hacia la protección de los pocos remanentes de bosques naturales que quedan en la región, siendo los sistemas montañosos las “reservas” de hábitat potencial para la especie a corto y largo plazo. De esta forma, los resultados obtenidos soportan la priorización de nuevas áreas protegidas realizada por la UAESPNN. Igualmente,

se deben enfocar esfuerzos hacia el mejoramiento de las prácticas agropecuarias en las áreas que tienen un potencial de hábitat bajo y medio y que son usadas por la especie.

La localización y dependencia de los datos hacia la zona norte de la región generó sesgos en la calibración de los modelos inductivos, puesto que se omitieron áreas con remanentes importantes de bosques naturales que aún se encuentran en el área de estudio y donde se han registrado individuos de jaguar como la Sierra Nevada de Santa Marta y la serranía de San Jacinto. Por lo tanto, es prioritario realizar investigaciones que cubran otras zonas, particularmente hacia el sur de la región, con el fin de mejorar la capacidad de predicción de los modelos y su aplicabilidad en un esquema adaptativo que optimice en el tiempo los modelos desarrollados conforme se aumenta la disponibilidad de información sobre la especie.

4.6 LITERATURA CITADA

Altrichter, M; Boaglio, G; Perovic, P. 2006. The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. Oryx. 40(3): 302-309.

Astete, S; Sollmann, R; Silveira, L. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. Cat News. 4: 9-14.

Beier, P; Garding, E; Majka, D. 2008. Arizona missing linkages: Patagonia – Santa Rita linkage design. Report to Arizona Game and Fish Department. School of Forestry, Northern Arizona University. 27 p.

Bennet, A.F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Suiza & Cambridge, RU. 254 pp.

Boitani, L; Sinibaldi, I; Corsi, F; De Biase, A; Carranza, I; Ravagli, M; Reggiani, A; Rondinini, C; Trapanese, P. 2008. Distribution of medium- to large-sized African mammals based on habitat suitability models. Biodiversity Conservation. 17: 605–621.

Buzai, GD; Baxendale, CA. 2006. Análisis de evaluación multicriterio. p 125-159. En Análisis socioespacial con Sistemas de Información Geográfica. Buzai, GD; Baxendale, CA (Eds). Lugar Editorial S.A. Buenos Aires.

Cavalcanti, SM. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguar in the southern Pantanal, Brazil: implications for conservation and management. Utah State University. Department of Wildland Resources. USA. Ph.D. Thesis. 140 p.

Chefaoui, RM; Hortal, J; Lobo, JM. Potential distribution modeling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. Biological Conservation. 122: 327–338.

Crawshaw, PG; Quigley, HB. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. Journal of Zoology. 223: 357–370.

Cuadros, H. 2009. Vegetación caribeña (en línea). Consultado 18 de diciembre de 2009. Disponible en http://www.lablaa.org/blaavirtual/geografia/carcol/vegcar1.htm

DANE (Departamento Administrativo Nacional de Estadística). 2007. Colombia: una nación multicultural. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas. Dirección de Censos y Demografía. 45 p.

De Angelo, CD. 2009. El paisaje del bosque atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional de jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma* concolor). Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Ph.D. Tesis. Buenos Aires, Argentina. 252 p.

Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; Gonzalez L; Tablada M; Robledo CW. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

González Maya, JF; Finegan, B; Schipper, J; Casanoves, F. 2008. Densidad absoluta y conservación del jaguar y sus presas en la Región de Talamanca Pacífico, Costa Rica. Serie Técnica No. 7: Apoyando los esfuerzos en el manejo y la protección de la biodiversidad tropical. The Natura Conservancy. San José, Costa Rica. 49 pp.

Guisan, A; Zimmermann, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135: 147–186.

Hatten, JR; Averill-Murray, A; Van Pelt, WE. 2005. A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona. Journal of Wildlife Management 69(3): 1024–1033.

Hernández, PA; Graham, CH; Master, LL; Albert, DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography. 29: 773-785.

Hijmans, RJ; Cameron, SE; Parra, JL; Jones, PG; Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25: 1965-1978. Consultado 28 de septiembre de 2009. Disponible en: http://www.worldclim.org/

IAHV (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 1998. El bosque seco tropical (Bs-T) en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt Programa de Inventario de la Biodiversidad Grupo de Exploraciones y Monitoreo Ambiental GEMA. 24 p.

IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacifico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, 276 p.

Kattan, G; Hernández, OL; Goldstein, I; Rojas, V; Murillo, O; Gómez, C; Restrepo, H, Cuesta, F. 2004. Range fragmentation of the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. Oryx. 38(2): 1-10.

Kerley, LL; Goodrich, JM; Miquelle, DG; Smirnov, EN; Quigley, HB; Hornocker, MG. 2002. Effects of roads and human disturbance on Amur Tigers. Conservation Biology. 16(1): 97-108.

McGarigal, K; Marks, BJ. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For.Serv.Gen.Tech.Rep. PNW-351.

Mendieta, A. 2000. Corredor Biológico Mesoamericano: del Pseo Pantera a un modelo de desarrollo sostenible. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCDA), Banco Mundial (Proyecto Ruta III). 71p.

Noss, RF; Quigley, HB; Hornocker, MG; Merril, T; Paquet, PC. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. Conservation Biology. 10(4): 949-963.

Ortega-Huerta, MA; Medley, KE. 1999. Landscape analysis of jaguar (Panthera onca) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. Environmental Conservation 26(4): 257–269.

Panthera. 2008. Jaguar corridor initiative (en línea). Consultado 29 oct. 2009. Disponible en http://www.panthera.org/jaguar_corridor.html

Parolo, G; Rossi, G; Ferrarini, A. 2008. Toward improved species niche modelling: Arnica montana in the Alps as a case study. Journal of Applied Ecology. 45: 1410-1418.

Pearson, RG; Raxworthy, CJ; Nakamura, M; Peterson, AT. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography. 34: 102–117

Peterson, AT; Papes, M; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. Ecography. 30: 550-560.

PNUD. 2009. El Caribe colombiano frente a los Objetivos de Desarrollo del Milenio. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Observatorio del Caribe Colombiano. 80 p.

Santos, JM. 1997. El planteamiento teórico muitiobjetivo/multicroterio y su aplicación a la resolución de problennas medioambientales y territoriales, mediante los S.I.G. Ráster. Espacio. Tiempo y Forma. Geografía. 10(4): 129-151.

Silveira 2004. Ecologia comparada de onçapintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) no cerrado do Brasil. Ph.D. Thesis. Brazil. Universidade de Brasília. 235 p.

Scognamillo, D; Maxit, E; Sunquist, M; Polisar, J. 2003. Coexistence of jaguar (Panthera *onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. Journal of Zoology. 259: 269-279.

Tórres, NM; De Marco Jr, P; Diniz Filho, JAF; Silveira, L. 2008. Jaguar distribution in Brazil: past, present and future. CAT News. 4: 4-8.

Urbina-Cardona, JN; Loyola, RD. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? Tropical Conservation Science. 1(4): 417- 445.

Wintle, BA; Elith, J; Potts, JM. 2005. Fauna habitat modelling and mapping: a review and case study in the Lower Hunter Central Coast region of NSW. Austral Ecology. 30: 719-738.

5 ARTÍCULO 2. Presencia de mamíferos medianos y grandes y conflictos entre la comunidad humana y el jaguar en la Región Caribe colombiana: estudios de caso en la Sierra Nevada de Santa Marta y el Canal del Dique

RESUMEN

La generación de información referente a las actividades de cacería y los conflictos que ocurren entre las comunidades humanas y la vida silvestre se convierten en una herramienta muy útil para dirigir los esfuerzos de conservación. Con base en lo anterior, el objetivo de este estudio fue caracterizar los conflictos existentes en dos zonas de la Región Caribe Colombiana donde todavía existen registros de jaguar y también serios problemas de conservación relacionadas con la deforestación y la cacería ilegal. Enmarcado dentro del Plan de Félidos para El Caribe Colombiano, se utilizaron 151 encuestadas generadas en la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) y se realizaron 124 adicionales en Canal del Dique (CDD). Se analizaron aspectos relacionados con la cacería de fauna silvestre, enfocados en los mamíferos medianos y grandes, y los conflictos existentes entre el jaguar y las comunidades locales. Las dos zonas presentaron relaciones significativas respecto al cambio de animales de monte (χ^2 = 115,12 P < 0,001) y aspectos de la cacería relacionados con el número de cazadores (χ^2 = 122,39 P < 0,0001), la presencia de cazadores de otras comunidades (χ^2 = 198,91 P < 0,0001) y el cambio de esta actividad en los últimos 10 años (χ^2 = 17,12 P < 0,0001). En ambas zonas existe una cultura de consumo de animales de monte; sin embargo, este es mayor en CDD, donde también existe una mayor demanda en el mercado y una mayor accesibilidad a los remanentes de bosque. En cuanto a los conflictos generados por depredación de animales domésticos también hubo relaciones significativas, siendo los encuestados en la SNSM los que reportan mayor cantidad de animales domésticos (χ^2 = 50,18 P < 0,0001) y en donde son más comunes los eventos de depredación (χ^2 = 65,61 P < 0,0001). Estos conflictos también estarían relacionados con algunas características del paisaje como la densidad poblacional, la distancia a bosques y el manejo de los animales domésticos, las cuales son necesarias evaluar de manera más detallada. Se concluyó que los planes de conservación deben direccionar hacia las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas e integrar elcomponente de educación ambiental en ambas zonas.

5.1 INTRODUCCIÓN

Los conflictos humanos-vida silvestre se definen como aquellas situaciones donde "*las necesidades y el comportamiento de la fauna impacta negativamente los objetivos humanos o cuando los objetivos humanos impactan negativamente las necesidades de la fauna silvestre"* (Dickman 2008). La principal causa que facilita la ocurrencia de estos conflictos es la pérdida y fragmentación de hábitats naturales, la cual afecta particularmente a los grandes carnívoros debido a los amplios rangos de hogar que presentan (Michalski et ál. 2006). La depredación de animales domésticos es uno de los conflictos más comunes que se presentan con los grandes carnívoros, generando pérdidas económicas, culturales y ecológicas, pues la primera reacción de las comunidades es la retaliación (Dickman 2008).

El jaguar es un claro ejemplo de dicha problemática en el neotrópico. A pesar del valor cultural que enmarca la especie, se han generado actitudes negativas de los pobladores al presentarse eventos de depredación de animales domésticos en sus fincas, haciendo la situación más preocupante porque las áreas protegidas ya no son entonces una garantía para la protección de estas especies (Woodroffe and Ginsberg 1998) y su declinación poblacional estaría relacionada con la ocurrencia de conflictos, como ocurre con las demás especies de grandes carnívoros en todos los continentes (Treves and Karanth 2003). De allí que sea una problemática que ha cobrado gran interés en Colombia (Payan 2005), Brasil (Conforti y Azevedo 2003, Azevedo y Murray 2007b), Venezuela (Scognamillo et ál. 2003) y Argentina (Altrichter et ál. 2003).

Basado en lo anterior, el objetivo fue caracterizar los conflictos humanos-jaguar en dos zonas previamente seleccionadas del Caribe colombiano. El reto es plantear estrategias de prevención y mitigación dentro del Plan de Conservación de Félidos para El Caribe Colombiano, región en la cual gran parte de las áreas naturales se han convertido en pequeños y dispersos parches de bosque, debido a la conversión hacía campos agrícolas y ganaderos; y donde, además, existe una fuerte cultura de caza que intensifica los problemas de conservación.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1 Área de estudio

5.2.1.1 Localización

La Región del Caribe Colombiana está conformada por un área continental localizada entre los 12º 60' y 7º 80' de latitud norte y los 76º y 71º de longitud al oeste de Greenwich. El área continental de la Región Caribe tiene una extensión aproximada de 132.000 km^2, y está representada por los departamentos de Atlántico, Bolívar, Cesar, Córdoba, La Guajira, Magdalena y Sucre, además del golfo del Darién y el golfo de Urabá (Observatorio del Caribe Colombiano 2006) (Figura 17).

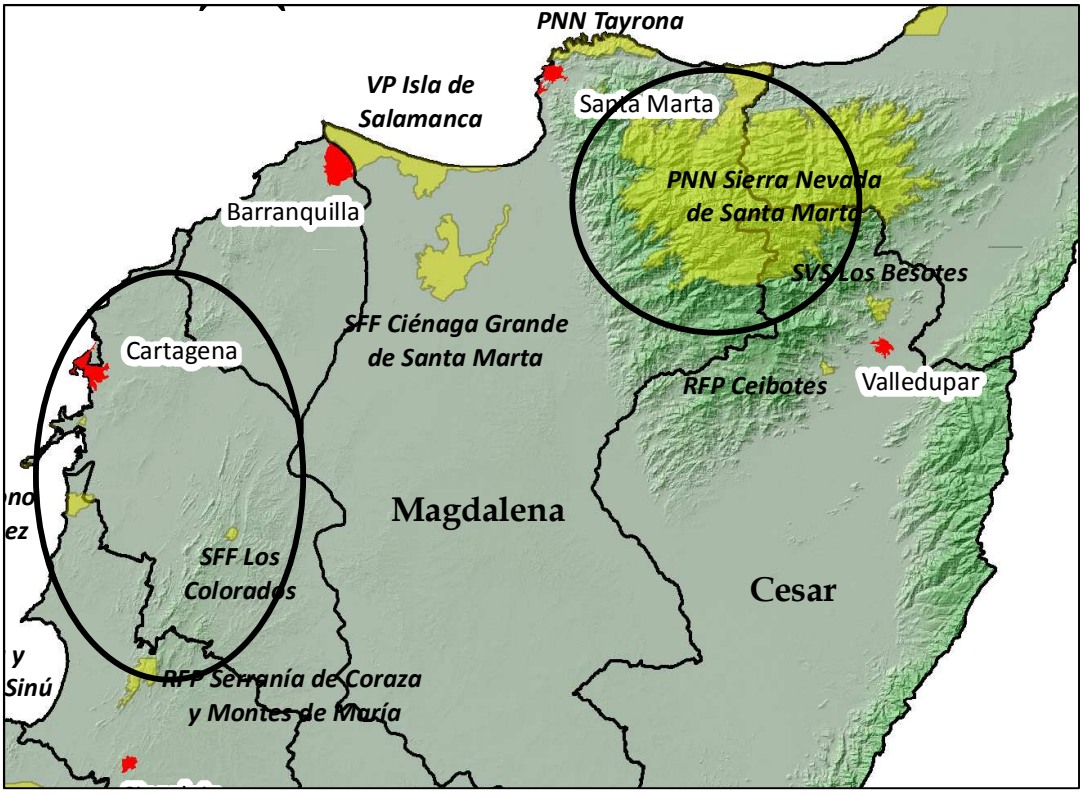


Figura 17. Localización de las dos zonas seleccionadas para los estudios de caso en la Región Caribe Colombiana

5.2.2 Metodología

5.2.2.1 Caracterización de mamíferos y conflictos humanos-vida silvestre

Se escogieron dos zonas, la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) ubicada en el departamento de Magdalena, y el Canal del Dique (CDD) entre Bolívar y Sucre. En ambos sitios se están realizando investigaciones sobre las poblaciones de felinos y comunidades de mamíferos, las cuales están enmarcadas dentro del Plan de Félidos para el Caribe Colombiano. Las investigaciones incluyen la realización de entrevistas semiestructuradas, previamente formuladas, seleccionando actores claves de cada zona y empleando el método bola de nieve (Dietrich 1995) (Anexo 4).

Entre noviembre del 2008 y febrero del 2009 se aplicó la entrevista en distintas localidades del frente norte de la SNSM, y entre mayo y septiembre del 2009 se aplicó la entrevista a lo largo del CDD. El tiempo de duración de cada entrevista se limitó a una hora lo que significó un esfuerzo muestral de 275 horas registrando información en formatos impresos. El protocolo de entrevista incluyó láminas con imágenes de las especies de mamíferos que, teóricamente, se encuentran en las zonas de estudio.

Para analizar e identificar las relaciones significativas (α=0,01) de los conflictos que ocurren entre la SNSM y CDD, se realizaron análisis cualitativos y se generaron tablas de contingencia y el estadístico Chi-cuadrado utilizando el software InfoStat versión profesional 2009 (Di Rienzo et ál. 2009).

5.2.2.2 Patrón espacial de los conflictos con jaguar

Se modeló la probabilidad de eventos de depredación y se identificaron las relaciones entre los conflictos y las variables que, teóricamente, inciden en su ocurrencia. Para esto se utilizaron las coordenadas geográficas de los sitios donde se reportaron los ataques a animales domésticos y que fueron atribuidos al jaguar. Además se emplearon las capas biofísicas, climáticas y socioeconómicas descritas en el Cuadro 12. Toda la información fue proyectada a UTM 18N Datum WGS84, trabajada en formato *raster* con un nivel de resolución de 90 m y analizada a través de Maxent.

Cuadro 12. Variables utilizadas para identificar patrones espaciales de los eventos de depredación de animales domésticos atribuidos al jaguar en la SNSM y CDD

Variable	Categoría	Tipo de dato	Escala
Cobertura	Biofísica	Categórica	1:500.000
Distancia a ríos	Biofísica	Continua	1:500.000
Pendiente	Biofísica	Continua	1:500.000
Elevación	Biofísica	Continua	1:500.000
Precipitación media anual meses secos	Climática	Continua	1:500.000
Precipitación media anual meses lluviosos	Climática	Continua	1:500.000
Temperatura media anual	Climática	Continua	1:500.000
Distancia a poblados	Socioeconómica	Continua	1:500.000
Densidad de poblados	Socioeconómica	Continua	1:500.000
Distancia a vías principales	Socioeconómica	Continua	1:500.000
Distancia a vías secundarias	Socioeconómica	Continua	1:500.000

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Caracterización de los conflictos

De los 155 encuestados en la SNSM, el 38% estuvieron en un rango de edad entre los 16 y 30 años, el 88% fueron indígenas, el 46% no tenía ningún grado de escolaridad y el 46% se dedican a la agricultura. Por otro lado, en el CDD se realizaron 120 encuestas de las cuales el 37% fueron contestadas por personas con un rango de edad entre los 46 y 60 años, el 78% fueron campesinos, el 34% tenían un nivel básico de escolaridad (primaria) y el 44% son agricultores (Figura 18). En ambos sitios, la mayoría de encuestados han vivido en la zona más de 20 años (46% SNSM, 84% CDD).

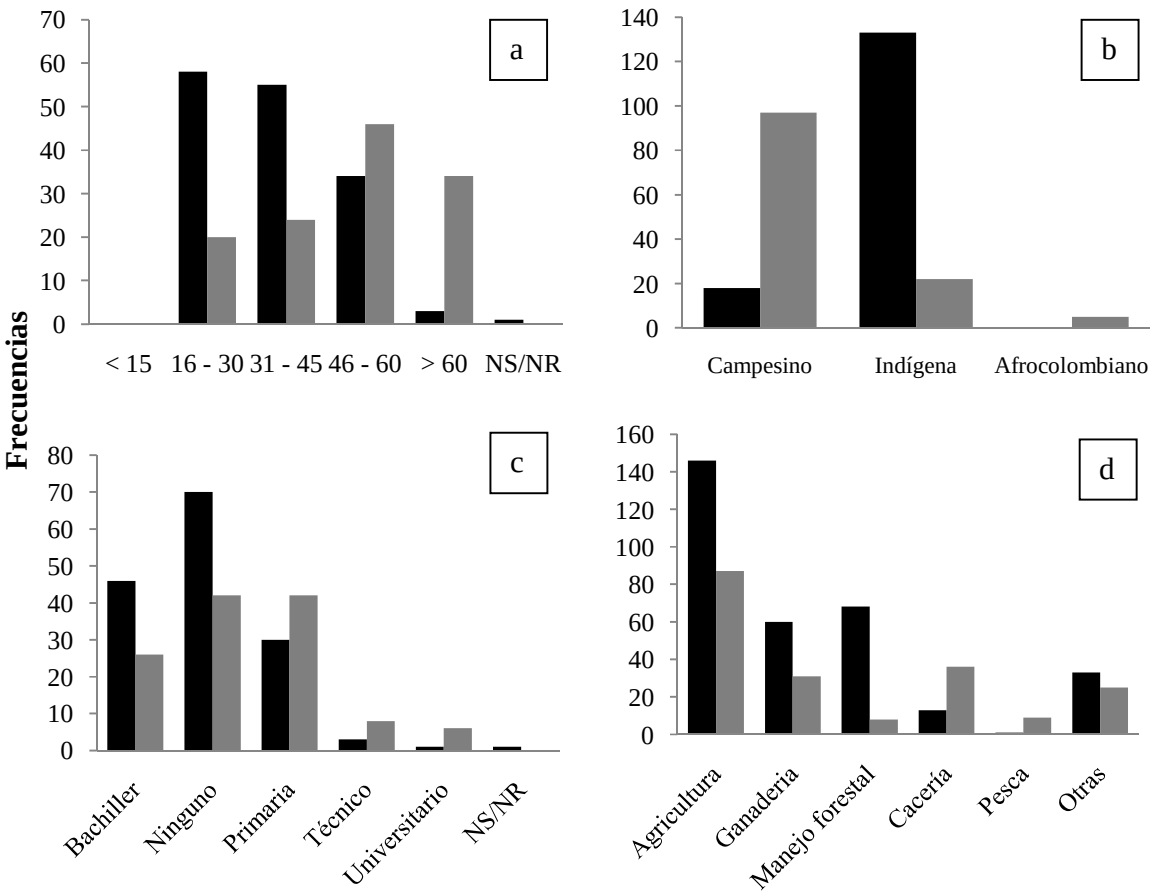


Figura 18. Frecuencia de respuesta para la edad (a), el origen (b), el nivel de educación (c) y la ocupación (d) de los entrevistados (barras negras corresponden a la SNSM y barras grises al CDD)

5.3.1.1 Mamíferos medianos y grandes en la SNSM y CDD

En la SNSM la mayoría de personas indicaron que la cantidad de animales de monte aumentó (85%), lo cual contrasta con CDD donde las respuestas estuvieron divididas ya que algunas personas mencionaron que habían aumentado (49%) y otras que habían disminuido (48%). Estas relaciones fueron significativas ($r=0,25$ $p < 0,0001$). Así mismo, en el análisis de correspondencia se identificó que la SNSM está más relacionada con la presencia de jaguar, puma y otros carnívoros, mientras que CDD se relaciona más con otras especies como el armadillo, el oso palmero, el oso hormiguero y el perezoso (Figura 19).

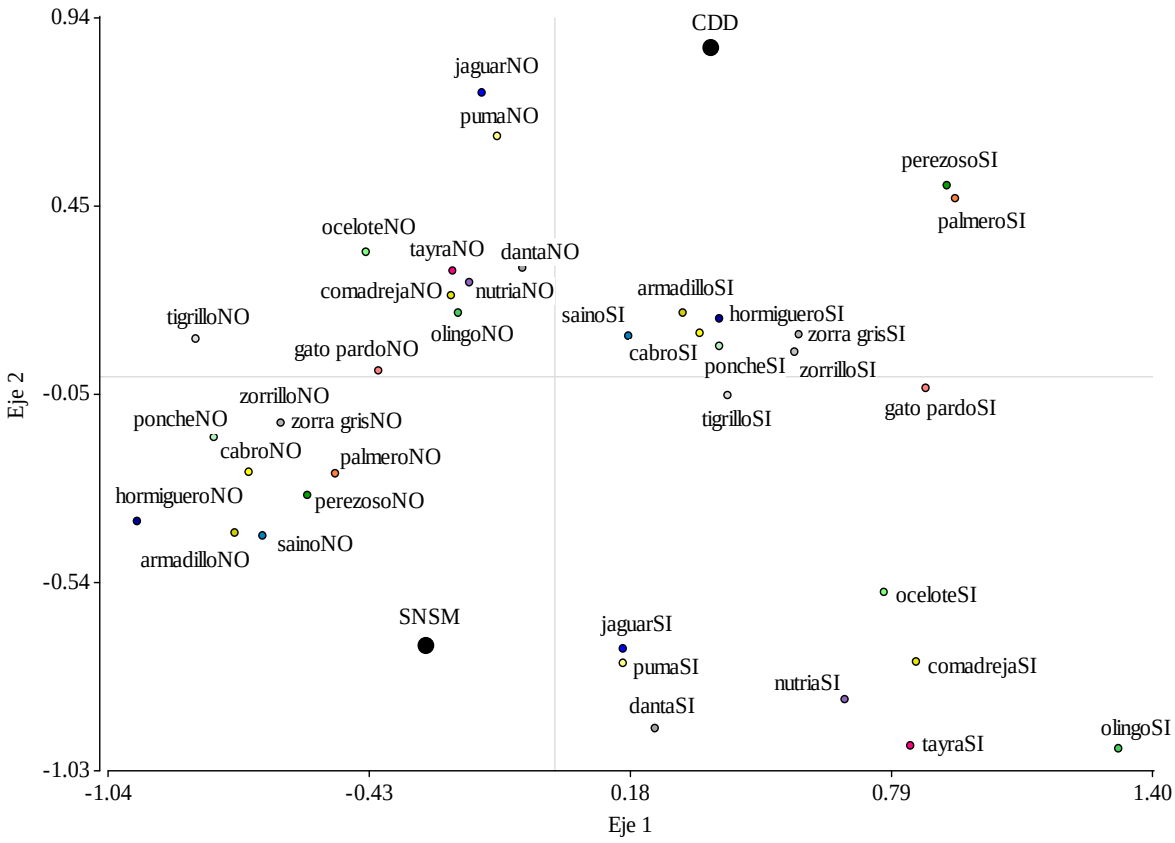


Figura 19. Análisis de correspondencia para la identificación de mamíferos medianos y grandes en la SNSM y el CDD

Las especies más abundantes de acuerdo a las respuestas de los encuestados fueron la guartinaja en la SNSM y el ñeque en CDD (Cuadro 13). Sin embargo, la SNSM también estuvo relacionada con una alta abundancia de ñeque, venado y saíno; y una baja abundancia de conejo, oso hormiguero, zorro y mapache. Por su parte, CDD se relacionó con una muy alta abundancia de guartinaja, ponche, venado, cabro (VP), saíno, conejo, babilla, icotea e iguana.

Cuadro 13. Frecuencia relativa de especies presas de jaguar valoradas por los encuestados en el CDD y la SNSM

Especie	Nombre común	Frecuencia relativa		Coef. Pearson	p
		CDD	SNSM		
Agouti paca	Guartinaja	3,04	3,35	0,19	0,0400
Dasyprocta punctata	Ñeque	3,26	2,89	0,32	<0,0001*
Hydrochaeris hydrochaeris	Ponche	2,45	2,09	0,40	<0,0001*
Sylvilagus floridanus	Conejo	3,08	1,16	0,64	<0,0001*
Odocoileus virginianus	Venado	1,17	2,05	0,46	<0,0001*
Mazama Americana	Cabro	2,93	2,42	0,41	<0,0001*
Tayassu tajacu	Saíno	3,21	3,18	0,18	0,0605
Cerdocyon tous	Zorro	2,66	1,73	0,58	<0,0001*
Procyon lotor	Mapache	2,27	1,59	0,59	<0,0001*
Trachemis scripta callirostris	Icotea	2,35	1,31	0,54	<0,0001*
Iguana iguana	Iguana	3,15	1,60	0,57	<0,0001*
Caiman crocodylus fuscus	Babilla	2,73	1,03	0,64	<0,0001*
Tapirus sp.	Danta	0,19	1,72	0,66	<0,0001*
Tamandua mexicana	Hormiguero	2,85	2,50	0,41	<0,0001*

***** Relaciones significativas

5.3.1.2 Estado de la cacería

El 74% de los encuestados de la SNSM dijeron no practicar actividades de caza, contrario a lo que ocurrió en el CDD, donde el 60% de los entrevistados afirmaron si practicarlas (χ^2 = 54,39 p < 0,0001) (Cuadro 14).

Cuadro 14. Número de personas que practican la cacería de animales silvestres en la SNSM y el CDD

	SNSM	CDD	Total
Si	28 (18,06)	71 (59,17)	99
No	113 (72,90)	49 (40,83)	162
NS/NR	14 (9,03)	0	14
Total	**155**	**120**	**275**

* Las cifras entre paréntesis corresponden al porcentaje

Cuando se les preguntó si existía cacería en la comunidad, en la SNSM las respuestas estuvieron dividas ya que el 52% respondió que no y el 47% que sí, mientras que en CDD el 91% confirmaron que si hay cacería (χ^2 = 63,76 p < 0,0001) (Cuadro 15).

Cuadro 15. Frecuencia de respuestas al preguntar por la presencia de cacería en la SNSM y el CDD

	SNSM	CDD	Total
Si	73 (47,10)	110 (91,67)	183
No	80 (51,61)	8 (6,67)	88
NS/NR	2 (1,29)	2 (1,67)	4
Total	**155**	**120**	**275**

* Las cifras entre paréntesis corresponden al porcentaje

Por otra parte, en la SNSM un 43% de las respuestas indicaron que más de 15 personas están cazando y en CDD el 66% respondió que habían entre uno y diez cazadores (χ^2 = 117,06 P < 0,0001) (Cuadro 16). Además, en la SNSM el 22% de los encuestados respondió que los cazadores son de otra comunidad y el 99% que no existe mercado de animales de monte en la zona; mientras que en CDD el 65% respondieron que los cazadores son de la misma comunidad (χ^2 = 69,16 p < 0,0001) y el 99% que si existe una demanda de carne de monte en la región (χ^2 = 271,38 p < 0,0001). De esta forma, en el CDD la presencia de cazadores de la comunidad y otras comunidades (A,B) estuvo relacionada con una mayor cantidad de cazadores y la existencia de un mercado de carne de monte en la zona (Figura 20).

Cuadro 16. Número de cazadores en la SNSM y el CDD

	SNSM	CDD	Total
1-5	71 (45,81)	42 (35)	113
5-10	3 (1,94)	40 (33,33)	43
10-15	0	7 (5,83)	7
más de 15	5 (3,23)	23 (19,17)	28
NS/NR	76 (49,03)	8(6,67)	84
Total	**155**	**120**	**275**

* Las cifras entre paréntesis corresponden al porcentaje

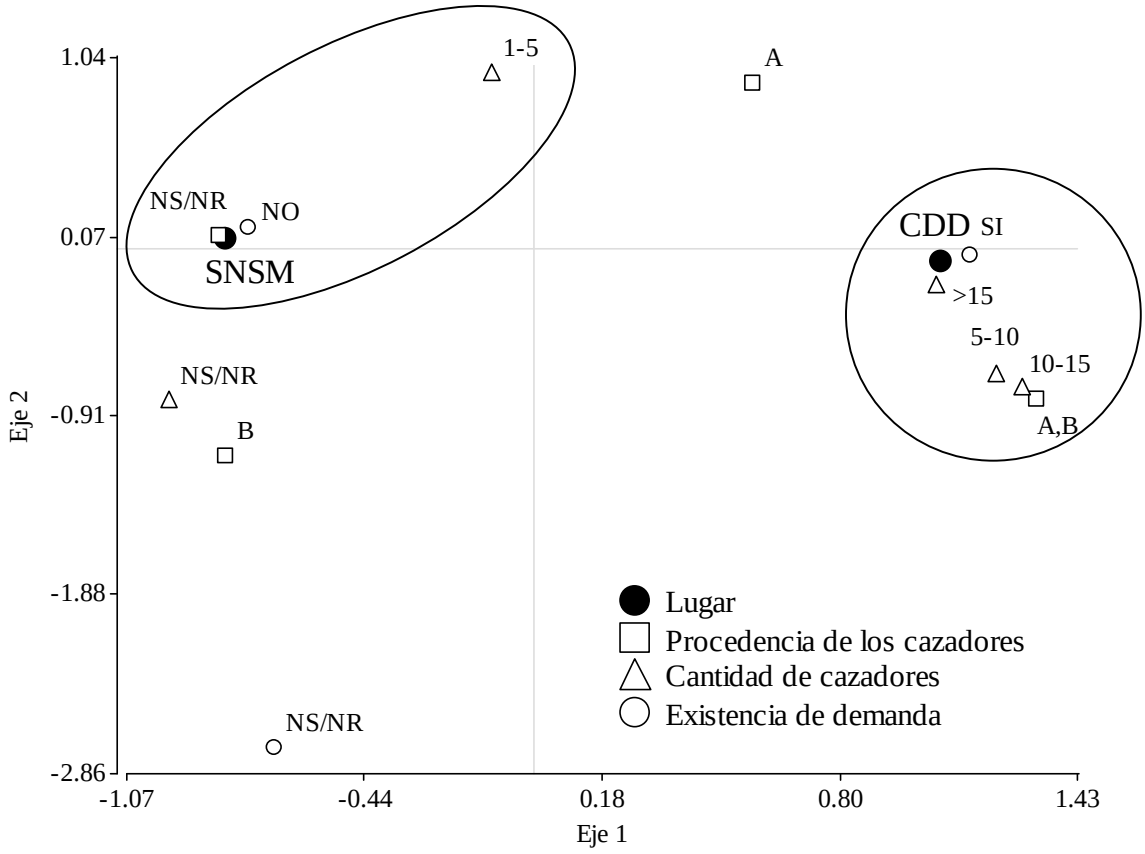


Figura 20. Análisis de correspondencia por procedencia de cazadores, cantidad de cazadores y existencia de mercado en la SNSM y el CDD

El 72% de las personas en la SNSM y el 50% de los encuestados en CDD dijeron que cazan para autoconsumo; sin embargo, en CDD los encuestados respondieron que le dan hasta tres usos, incluyendo la venta de carne en el mercado y la venta de crías (χ^2 = 69,16 p < 0,0001) (Cuadro 17). En la SNSM y CDD el 54% y el 52% de los entrevistados respondieron que consumen menos de cinco veces por semana carne de monte, respectivamente (χ^2 = 56,06 p < 0,0001). Cuando se pregunto donde compraban la carne de monte, en la SNSM el 53% de las personas respondieron que en las casas, mientras que en el CDD el 95% respondió que la cazan directamente (χ^2 = 72,01 p < 0,0001). Por último, al preguntar sobre los cambios en la cacería el 60% de las personas respondió que ha disminuido en la SNSM y el 42% en CDD (χ^2 = 18,22 p < 0,0001).

5.3.1.3 Conflictos humanos-vida silvestre

El 97% de los entrevistados en la SNSM y el 47% en CDD poseen animales domésticos, de los cuales el 52,61% y 46,31%, respectivamente, son especies pequeñas como gallinas, perros y gatos. Por otra parte, el ganado correspondió al 11,21% y 18,72%, los cerdos al 15,15% y 9,36%, los caballos al 9,71% y 11,82% y los cabros 5,23% y 5,42% en la SNSM y CDD.

Cuadro 17. Frecuencia de animales domésticos en la SNSM y el CDD

	SNSM	CDD	Total
Vacas	105 (67,74)	38 (31,67)	143
Caballos	91 (58,71)	24 (20)	115
Cabros	49 (31,61)	11 (9,17)	60
Cerdos	142 (91,61)	19 (15,83)	161
Gallinas	145 (93,55)	23 (19,17)	168
Pavos	93 (60)	17 (14,17)	110
Perros	138 (89,03)	37 (30,83)	175
Gatos	117 (75,48)	24 (20)	141
Otros animales	57 (36,77)	10 (8,33)	67
Total	**937**	**203**	**1140**

* Las cifras entre paréntesis corresponden al porcentaje del total de encuestados (155 SNSM y 120 CDD)

De acuerdo al análisis de correspondencia la SNSM estuvo más relacionada con la presencia de animales domésticos (χ^2 = 50,62 P < 0,0001) y una mayor ocurrencia de ataques que correspondió a un 73% de las respuestas, a diferencia del CDD donde solo el 20% de los encuestados reportaron problemas (χ^2 = 120,40 p < 0,0001) (Figura 21). Dentro de las especies reportadas por los pobladores que ocasionan daños a sus animales se incluye el jaguar y ocelote en la SNSM; y el gato pardo, la zorra chucha, el zorro y el perrito de monte en el CDD. Los ataques atribuidos a jaguar en CDD ocurrieron entre 1990 y 1995.

Por otra parte, el 22% de las personas en la SNSM comentaron que habían en promedio dos ataques anuales, mientras que en CDD el 87% no supo o no respondió (χ^2 = 52,94 p < 0,0001). No obstante, el 36% de las personas entrevistadas en SNSM dijo que el problema ha disminuido en los últimos 10 años, aunque hubo reportes en todos los últimos 10 años.

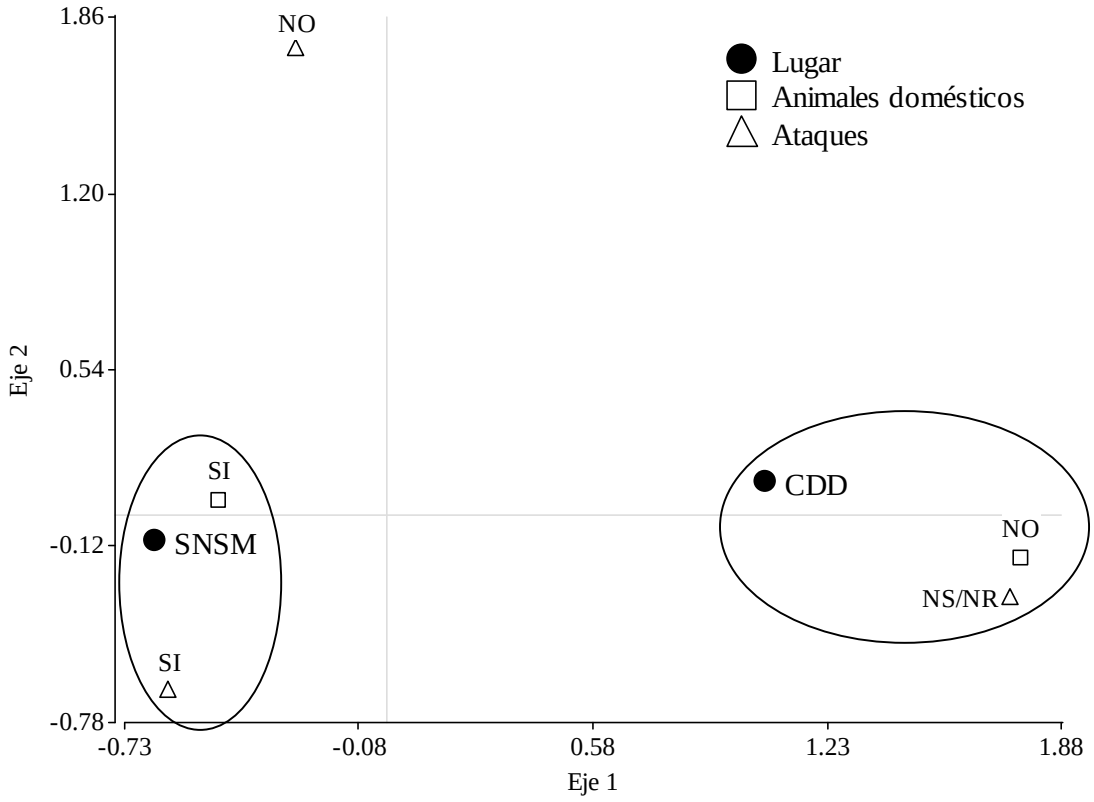


Figura 21. Análisis de correspondencia por presencia de animales domésticos y ocurrencia de ataques en la SNSM y el CDD

5.3.2 Patrón espacial de los conflictos registrados

Luego de las entrevistas y los talleres realizados en comunidades locales de ambos departamentos, se registraron y confirmaron doce conflictos en las estribaciones de la SNSM (Magdalena); razón por la cual los análisis de patrones espaciales se realizaron solo para el departamento del Magdalena.

El modelo de los eventos de depredación mostró una mayor probabilidad de ocurrencia en las estribaciones del frente norte de la Sierra Nevada de Santa Marta, en la zona de amortiguamiento del PNN que lleva el mismo nombre y en el PNN Tayrona (Figura 22). Las variables que más contribuyeron al modelo obtenido fueron la densidad de poblados (62%), la distancia a vías principales (17,9%), la cobertura (12,1%), la distancia a ríos (5,2%) y la distancia a poblados (2,8%) (Figura 23).

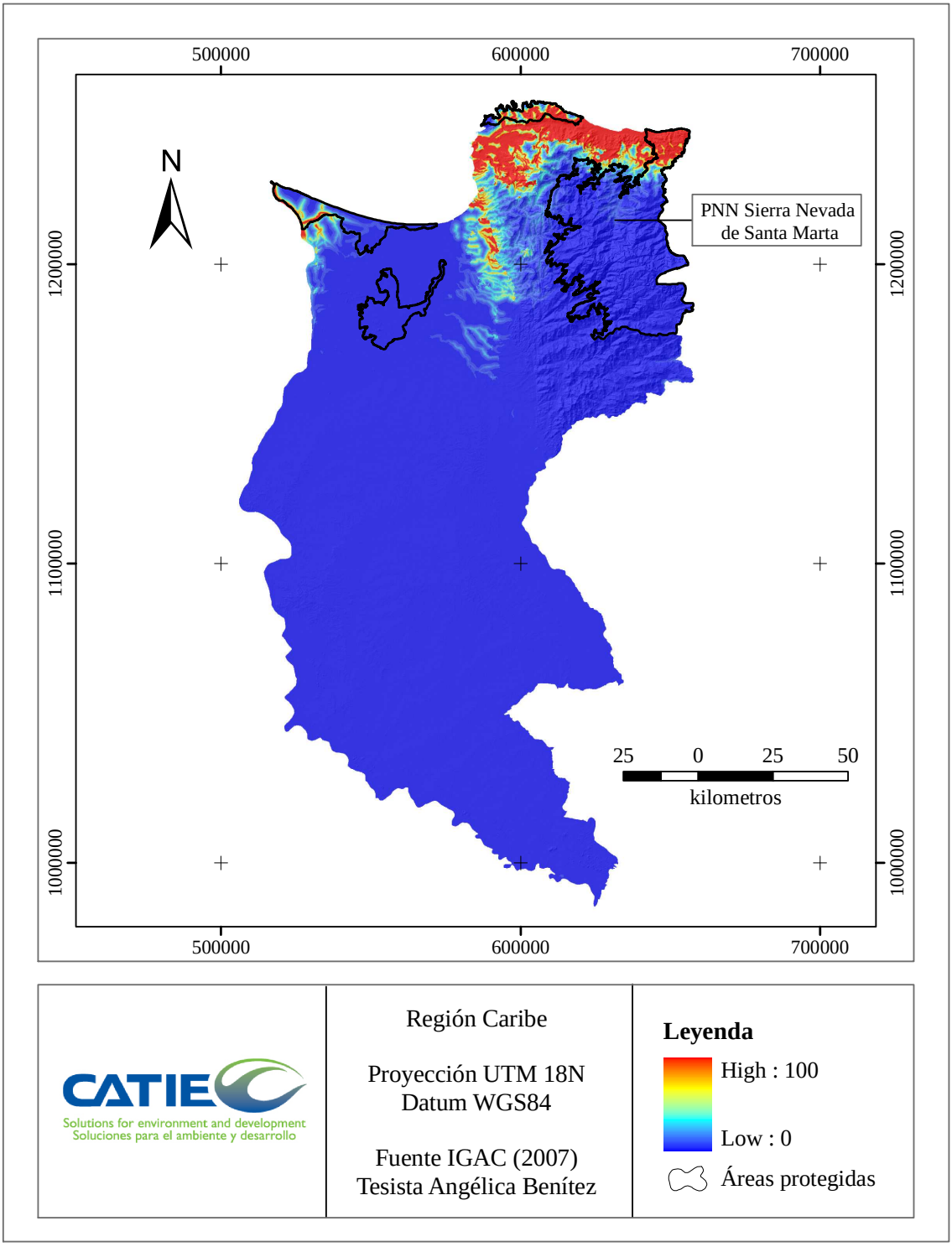


Figura 22. Probabilidad de eventos de depredación en el departamento del Magdalena a partir de los reportes realizados por la comunidad (n=12)

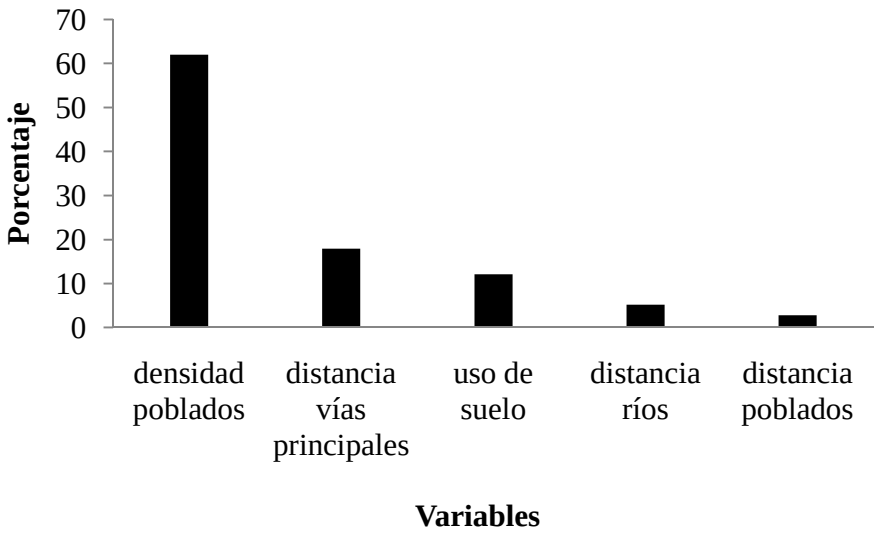


Figura 23. Variables con mayor porcentaje de contribución al modelo

Al analizar la relación entre cada una de las variables y los eventos de depredación se encontró que la probabilidad de eventos de depredación de animales domésticos es claramente mayor en áreas agrícolas (1). Además está relacionada negativamente con la distancia a pueblos, ríos, vías principales y la densidad de poblados (Figura 24).

Al extrapolar la información de los modelos de hábitat generados en el anterior artículo a los puntos de conflictos definidos en este caso, se observó que un mayor porcentaje de los eventos de depredación ocurrieron en hábitat con una calidad potencial media en los modelos inductivos (modelo1 y modelo2 de Maxent) y una calidad pontencia baja en el modelo deductivo (multicriterio) (Figura 25).

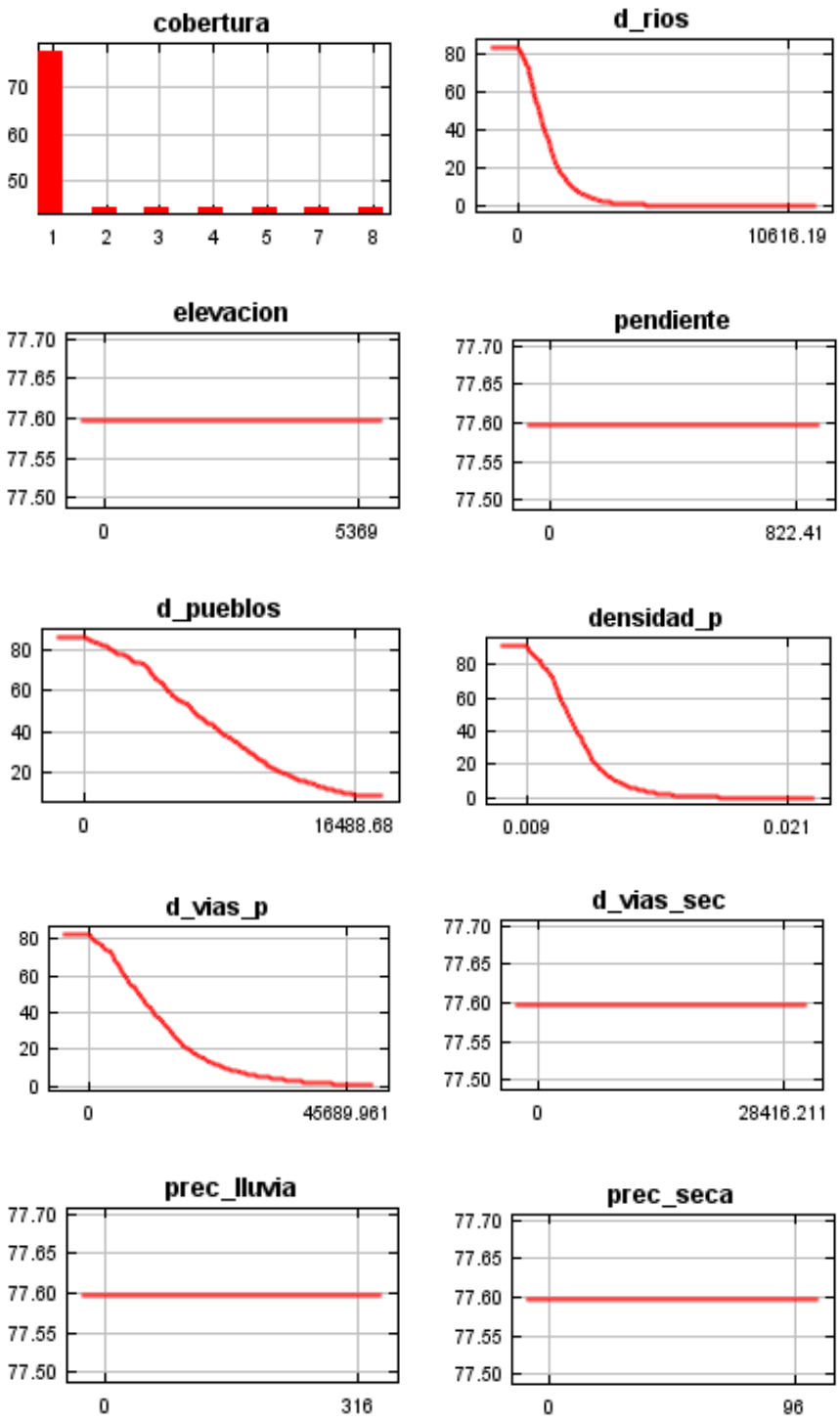


Figura 24. Relación entre la probabilidad de eventos de depredación de jaguar a animales domésticos y las variables biofísicas, climáticas y socioeconómicas analizadas en la SNSM

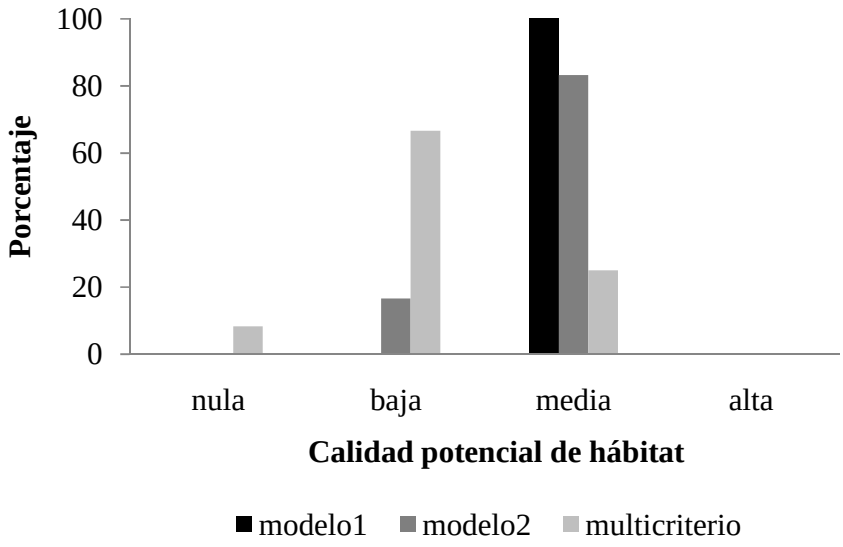


Figura 25. Localización de los eventos de depredación en relación a la calidad potencial del hábitat identificada en los modelos inductivos y el modelo deductivo, en la SNSM

5.4 DISCUSIÓN

Recopilar información relacionada con la presencia de mamíferos medianos y grandes, la cacería y los conflictos que existen entre el jaguar y las comunidades humanas permite identificar las relaciones que existen entre el hombre y la fauna presente en la región. Además, genera los insumos para reconocer los conflictos entre la gente y los grandes carnívoros como una problemática mundial que requiere la atención de investigadores y tomadores de decisiones para plantear medidas que mitiguen las consecuencias ecológicas, económicas y sociales que conllevan (Distefano 2005).

En el caso de CDD, la gente que respondió afirmativamente al aumento de las poblaciones de mamíferos explicó que hubo un desplazamiento de las comunidades campesinas por el conflicto armado interno que, aparentemente, disminuyó la presión de caza sobre los mamíferos medianos y grandes, permitiendo la repoblación natural de las especies. Sin embargo, la otra mitad de los encuestados mencionaron que las poblaciones de mamíferos habían disminuido a causa de la degradación de sus hábitats, particularmente por la sedimentación de los ecosistemas cenagosos y el desmonte que nuevamente se está realizando

porque las comunidades humanas están regresando a sus parcelas, lo cual aumenta, a su vez, la cacería indiscriminada en las zonas de montaña.

Entre tanto, los entrevistados en la SNSM, en su mayoría indígenas, atribuyeron el aumento de las poblaciones de mamíferos a la restauración de áreas que anteriormente eran usadas por los campesinos para actividades agrícolas y ganaderas. Sin embargo, muchas de estas áreas fueron compradas por el gobierno y devueltas a las comunidades indígenas dentro del proyecto "Cordón ambiental y tradicional de la Sierra Nevada de Santa Marta" (Acción Social 2009). Aparentemente, esta situación ha disminuido la presión de caza, sin embargo esto no implica que la cacería realizada por los grupos indígenas sea sostenible, ya que existe una relación directa entre la densidad poblacional humana, la demanda de proteína para alimentarse y la cantidad de cazadores (Ott et ál. 2002). Por ejemplo, Zapata (2001) concluyó que la cacería para subsistencia en comunidades indígenas de la Amazonía ecuatoriana no es sostenible porque se caza a una tasa mayor de lo considerado óptimo, generando así un impacto negativo en las poblaciones de mamíferos. Por esta razón, la generación de información a partir de estudios más detallados sobre aspectos sociales y de cacería en la SNSM es necesaria para determinar la dinámica de esta actividad y sus repercusiones en las poblaciones de mamíferos presas del jaguar.

La sobrecaza es una grave amenaza en las zonas tropicales (Redford 1992), en donde el uso de fauna silvestre está concentrado en áreas rurales con propósitos alimenticios y comerciales (Bodmer y Lozano 2001), éstos últimos identificados en CDD donde la presión de caza es mayor. Dicha presión está relacionada con una mayor cantidad de cazadores, una mayor demanda comercial de carne y la presencia de clubes de caza cinegética que llegan a los Montes de María, donde están los últimos remanentes de bosque seco tropical en el CDD, aplicando mejores herramientas y tecnologías como los perros de raza criados exclusivamente para encontrar los animales de monte, y armas más sofisticadas que aumentan la efectividad de esta actividad. Adicionalmente, existe una mayor accesibilidad a las zonas de bosque y una mayor capacidad de trasladar la carne a los mercados de las cabeceras municipales y otras ciudades capitales porque existe una mejor infraestructura vial (Ott et ál. 2002).

En este punto, los humanos y grandes predadores entran a competir por el mismo recurso porque las presas de especies como el jaguar son las mismas que cazan los pobladores (Jorgenson y Redford 1993, citado por Novack 2003). En la Amazonía Brasilera, por ejemplo, la cantidad de biomasa extraída de *Tayassu pecari* y *Tayassu tajacu* estuvo entre 15.655,1 y 38.382,5 toneladas anuales (Peres 2000), dos especies consideradas ítems importantes en la dieta del jaguar a lo largo de su rango geográfico (Núñez et ál. 2000, Garla et ál. 2001, Polisar et ál. 2003, Scognamillo et ál. 2003, Novack et ál. 2005, Weckel et ál. 2006) y que fueron la segunda especie más consumida por los entrevistados en el CDD y la cuarta en la SNSM.

Con base en lo anterior, el panorama en términos de conservación para el jaguar en CDD es preocupante, puesto que sumado a la poca disponibilidad de hábitat que existe en esta zona, la intensidad de cacería conllevaría la extinción local de varias especies incluida el jaguar. De acuerdo a los entrevistados, la disponibilidad de animales de monte en diez años se va a reducir drásticamente, y allí no hay proyectos de restauración que garanticen a largo plazo el mantenimiento de poblaciones de mamíferos medianos y grandes que sustenten a los más de 15 cazadores que se encuentran en CDD. Es necesario entonces implementar medidas de control de caza, particularmente a los grupos de cacería cinegética, y obtener las cifras de la cantidad de carne de monte que se extrae para establecer, bajo el marco legal vigente, cotas de caza que permitan hacer un mejor manejo de las especies que aún se encuentran allí.

Otro tema relevante es la cacería directa de los grandes carnívoros como resultado de la demanda comercial y de los conflictos generados por la depredación de animales domésticos. La persecución activa de los grandes carnívoros por parte de las comunidades locales, causada por los conflictos de depredación, es considerada el factor más importante en la declinación poblacional de estas especies en todo el mundo (Woodroffe y Ginsberg 1998, Conforti y Azevedo 2003, Michalski et ál. 2006). Sin embargo, su ocurrencia no depende exclusivamente de la ausencia de presas, también de otros aspectos relacionados con las características del hábitat y el manejo de los animales domésticos (Azevedo y Murray 2006).

Este estudio permitió identificar que los eventos de depredación están relacionados con diferentes aspectos que se conjugan para facilitar los encuentros entre las comunidades humanas y los jaguares en la SNSM, lo que no ocurrió en CDD. En primer lugar, y aunque

suene obvio, hay registros confirmados de jaguar en la zona, lo cual se fundamenta en el análisis de correspondencia donde se observó una relación entre la presencia de esta especie y la SNSM. Además se observó una mayor disponibilidad de bosques naturales y áreas en procesos de regeneración que fueron considerados un hábitat con calidad potencial media y alta que sostienen las poblaciones de jaguar. Hacia el centro del Magdalena, en el municipio de Plato, donde predominan actividades ganaderas de tipo extensivas, se registraban ataques antes del año 2000; sin embargo, los encuestados en el municipio comentaron que tuvieron la necesidad de talar gran parte de los bosques por el conflicto armado que llegó a la zona y en consecuencia no volvieron a registrar jaguares ni eventos de depredación. Incluso, la mayoría de comercio de fauna silvestre que existe en esta zona proviene de los Montes de María, localizados en CDD.

En segundo lugar, en la SNSM existen parches de bosques más grandes y continuos que facilitan la generación de conflictos, siendo un claro ejemplo el estudio realizado por Azevedo y Murray (2007) en el Pantanal Brasilero y Michalski et ál (2005) en la Alta Floresta en Brasil, donde se observó que la distancia de los bosques explica mayormente la probabilidad de muertes de ganado por jaguar, existiendo una relación negativa entre las dos variables, es decir, a medida que disminuye la distancia a los bosques aumenta la probabilidad de ataques. Al mismo tiempo, los bosques representados en los PNN Tayrona y Sierra Nevada de Santa Marta hacen más común los encuentros entre el jaguar y la comunidad humana, porque se considera que el contacto entre carnívoros y la gente es más frecuente alrededor de las áreas protegidas (Distefano 2005), razón por la cual la probabilidad de eventos de depredación para el departamento del Magdalena fue mayor en las zonas de amortiguamiento de dichos parques y del VP Isla de Salamanca.

Adicionalmente, en la SNSM hubo un mayor número de animales domésticos que, por lo demás, no son manejados adecuadamente, lo cual aumenta la disponibilidad de presas para el jaguar. En el mismo estudio de Alto Floresta (Michalski et ál. 2006) y en el Parque Nacional Iguaçú en Brasil (Conforti y Azevedo 2003), se encontró una asociación entre el tamaño del hato y el número de animales muertos, y un manejo sin ninguna protección contra depredadores y la incidencia de depredación. No obstante, las malas prácticas en el manejo de animales domésticos también aumenta su mortalidad ya sea por enfermedades, mala nutrición,

abortos, mordeduras de serpientes o murciélagos, accidentes o los ataques por parte del puma (*Puma concolor*) (Rabinowitz). Incluso Azevedo y Murray (2007) encontraron que la mortalidad de ganado por alguna de estas causas fue cuatro veces mayor que la causada por la depredación atribuida a jaguar. De allí que mecanismos de mitigación como la indemnización a las personas afectadas no sea una herramienta útil para la conservación de jaguar, a menos que se incluyan profesionales que permitan identificar y atribuir claramente la mortalidad de los animales al jaguar.

Por otra parte, la densidad de poblados fue la variable que más contribuyo sobre la probabilidad de eventos de depredación, y aunque no es en esta zona del departamento del Magdalena donde hay mayor cantidad de asentamientos, los cambios demográficos aumentan el encuentro entre comunidades humanas y grandes carnívoros, más aún si los asentamientos se expanden hacía y alrededor de las áreas protegidas (Distefano 2005). En este caso, los eventos de depredación podrían estar relacionados con el retorno de los indígenas a la SNSM, montaña en la que han habitado cuatro comunidades (Arhuaco, Kogui, Wiwa, Kankuamo), conformadas por 50.000 personas que están regresando poco a poco a la zona (Acción Social 2009).

Así mismo, la relación negativa que existe entre los eventos de depredación y la distancia a poblados y vías principales está relacionada, a su vez, con la densidad de poblados, ya que la mayoría de estos se localizan en áreas de mayor accesibilidad. Adicional, la distancia a ríos, tuvieron un efecto que ya ha sido observado anteriormente (Michalski et ál. 2006). Debido a las malas prácticas agropecuarias, los animales domésticos se acercan a las quebradas o ríos buscando agua porque no hay tomaderos artificiales.

Entre tanto, tal como se esperaba, los eventos de depredación ocurrieron en zonas consideradas hábitats con calidad potencial media o baja, los cuales se consideran hábitats sumideros, ya que la probabilidad de mortalidad para la especie aumenta en los bordes de las áreas protegidas a causa de los conflictos con las comunidades humanas (Woodroffe y Ginsberg 1998). Por esta razón, se resalta la dirección de los esfuerzos de manejo y conservación hacia estas zonas que, inevitablemente, son usadas por el jaguar.

Según los encuestados el problema ha disminuido, sin embargo sigue siendo importante monitorear los conflictos que se presentan ya que la primera reacción de la comunidad es perseguir y matar los individuos de jaguar porque no solo existe la preocupación por las pérdidas económicas, también el miedo hacia la especie y un encuentro directo con las personas. Estos conflictos traen consecuencias graves porque generan una imagen negativa de la especie en los pobladores y convierten en un reto las acciones de conservación (Cavalcanti 2008). Sin embargo, a pesar de las retaliaciones, se observó un interés de los pobladores por conservar la especie y participar en las investigaciones y planes de conservación; de allí que entender la percepción de las personas hacia el jaguar sean una herramienta esencial para formar opiniones positivas respecto a la conservación de la especie (Rodrigues et ál. 2008). El trabajo con las comunidades indígenas juega un papel importante para la conservación de la especie porque aún existe un valor cultural muy arraigado y el respeto hacía la *madre naturaleza.*

Por último, analizar los patrones espaciales de los conflictos genera una herramienta que permite predecir posibles eventos en otras zonas de la Región Caribe como el CDD, donde en los últimos 10 años no se han reportado eventos de depredación pero en donde se podría comenzar a trabajar desde ya en el mejoramiento de las prácticas ganaderas y el manejo de animales domésticos, facilitando la implementación de estrategias de prevención. En este sentido, también sería interesante analizar la ocurrencia de conflictos en todos los sistemas montañosos que se encuentran en la Región Caribe y que han sido identificados como hábitat con calidad potencial media y alta, ya que si persisten poblaciones de jaguar allí y se presentan condiciones similares a las de la SNSM, lo más probable es que ocurran eventos de depredación con sus respectivas consecuencias como la extinción local de la especie.

5.5 CONCLUSIONES

Los gremios de mamíferos medianos y grandes entre las dos zonas analizadas fueron diferentes, de tal forma que la SNSM se caracterizó por su asociación con carnívoros y el CDD con roedores y otros mamíferos.

En cuanto a la cacería, las respuestas de los encuestados en CDD estuvieron más relacionadas entre sí, a diferencia de lo ocurrido en la SNSM donde fueron contradictorias. No obstante, aparentemente, existe una mayor presión de caza en CDD, soportada por un mayor número de cazadores y la presencia de clubes de caza, además de una mayor frecuencia relativa de la mayoría de especies evaluadas (*Dasyprocta puncata, Hidrochaeris hidrochaeris, Mazama americana, Pecari tajacu, Tamandua mexicana*).

Contrario a lo que se esperaba, los conflictos con el jaguar fueron más ocurrentes en la SNSM, donde hay mayor cantidad de pobladores indígenas que campesinos. Por lo tanto, la situación de conflictos entre humanos y carnívoros es mucho más compleja e integra múltiples relaciones entre variables de tipo ecológico, biofísico y socioeconómico que deben ser analizados a mayor detalle.

Los factores identificados en este estudio permiten priorizar áreas en las cuales los esfuerzos de conservación para la resolución de conflictos deben ser iniciados. Las estrategias y acciones de conservación deben sobrepasar los límites de las áreas protegidas, el planteamiento de programas de educación ambiental son claves en las zonas donde los conflictos son más frecuentes como las veredas Orinoco y Río Piedras (SNSM). Los procesos de sensibilización en ambas zonas deben ser planificados y tener un seguimiento.

5.6 LITERATURA CITADA

Altrichter, M; Boaglio, G; Perovic, P. 2006. The decline of jaguars *Panthera onca* in the Argentine Chaco. Oryx. 40(3): 302-309.

Azevedo, FCC; Murray, DL. 2007b. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. Journal of Wildlife Management. 71(7): 2379–2386.

Azevedo, FCC. 2006. Predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in a seasonally flooded forest in the southern region of Pantanal, Brazil. University of Idaho. Department of Fish and Wildlife. College of Natural Resources. Ph.D. Thesis. USA. 103 p.

Bodmer, RE; Lozano, EP. 2001. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. Conservation Biology. 15(4): 1163-1170.

Cavalcanti, SM. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguar in the southern Pantanal, Brazil: implications for conservation and management. Utah State University. Department of Wildland Resources. USA. Ph.D. Thesis. 140 p.

Conforti, VA; Azevedo, FCC. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. Biological Conservation. 111: 215-221.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini MG; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, CW. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Dickman, AJ. 2008. Key determinants of conflict between people and wildlife, particularly large carnivores, around Ruaha National Park, Tanzania. University Collegue London. England. Ph.D. Thesis. 373 p.

Dietrich, JR. 1995. El uso de entrevistas para averiguar la distribución de vertebrados. Rev. Ecol. Lat. Am. 2(13): 1-4.

Distefano, E. 2005. Human-Wildlife Conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices. SARD Initiative Report, FAO. Rome, Italy. 29 p.

Garla, RC; Setz, EZ; Gobbi, N. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) Food habits in Atlantic rain forest of southeastern Brazil. Biotropica. 33(4): 691–696.

Michalski, F; Boulhosa, RLP; Faria A; Peres, CA. 2006. Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. Animal Conservation. 9: 179-188.

Novack, AJ. 2003. Impacts of subsistence hunting on the foraging ecology of jaguar and puma in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. University of Florida. M.Sc. Thesis. USA. 38 p.

Novack, AJ; Main, MB; Sunquist, ME; Labisky, RF. 2006. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. Journal of Zoology. 267(2): 167-178.

Nuñez, R; Miller, B; Lindzey F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. J. Zool. Lond. 252: 373-379.

Ott, A; Pitassy, D; Uimonen, P; Villamanga, A. 2003. Sustainable use of wildlife: the search for common ground. 67 pp. In Uncertain future: the bushmeat crisis in Africa. Sustainable Development and Conservation Biology Graduate Program, University of Maryland: College Park. Available at www.bushmeat.org/docs.html.

Payan, E. 2005. Jaguar conservation in the Colombian Llanos: presence, local perceptions and the livestock conflict. Annual Report. Wildlife Conservation Society. 51 p.

Peres, CA. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. Conservation Biology. .14(1): 240-253.

Polisar, J; Maxit, I; Scognamillo, D; Farrell, L; Sunquist, ME; Eisenberg, JF. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. Biological Conservation. 109: 297–310.

Redford, KH. 1992. The Empty Forest. BioScience. 42:412-422.

Rodrigues, F; Tereza, A; Silveira, L. 2008. Humans and jaguars in five Brazilian biomes: same country, different perceptions. Cat news. 4: 9-14.

Treves, A; Karanth, KU. 2003. Human–carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. Conservation Biology. 17:1491–1499.

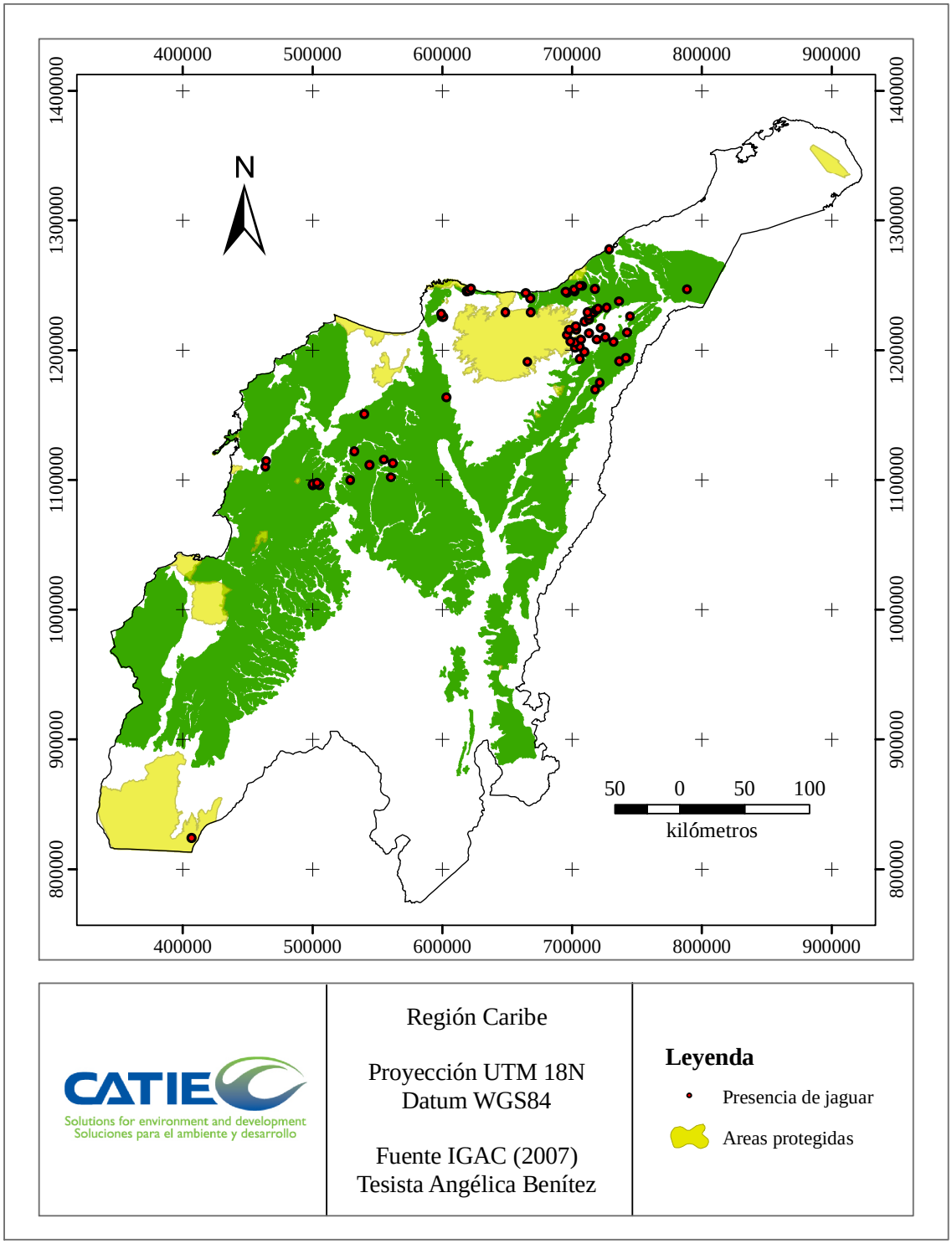
Weckel, MM Giuliano, W; Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. Journal of Zoology. 270: 25-30.

Woodroffe, R; Ginsberg, JR. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science, 280: 2126-2128.

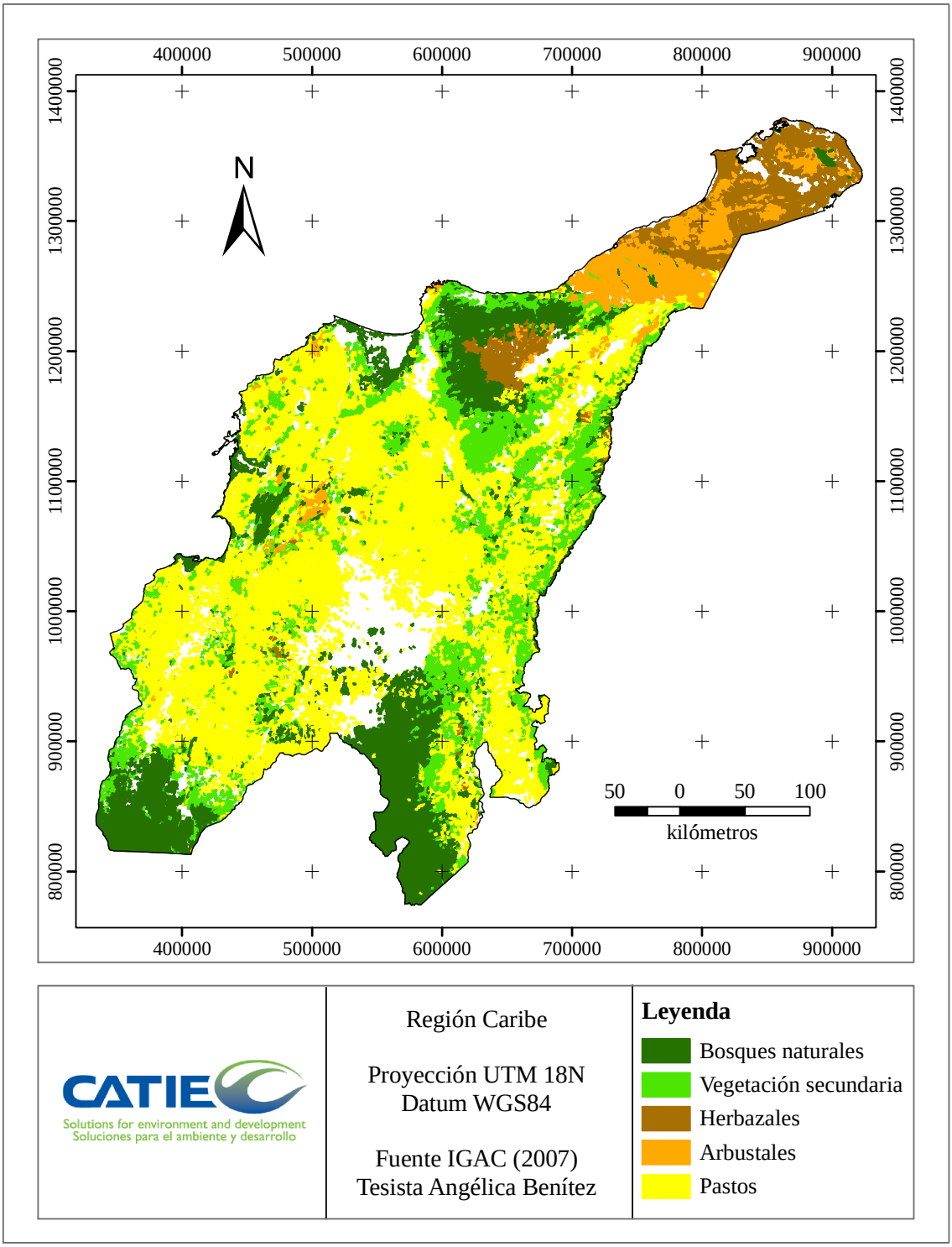
Zapata, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades Quichuas en la Amazonía Nororiental Ecuatoriana. Mastozoología Neotropical. 8(1): 59-66.

ANEXOS

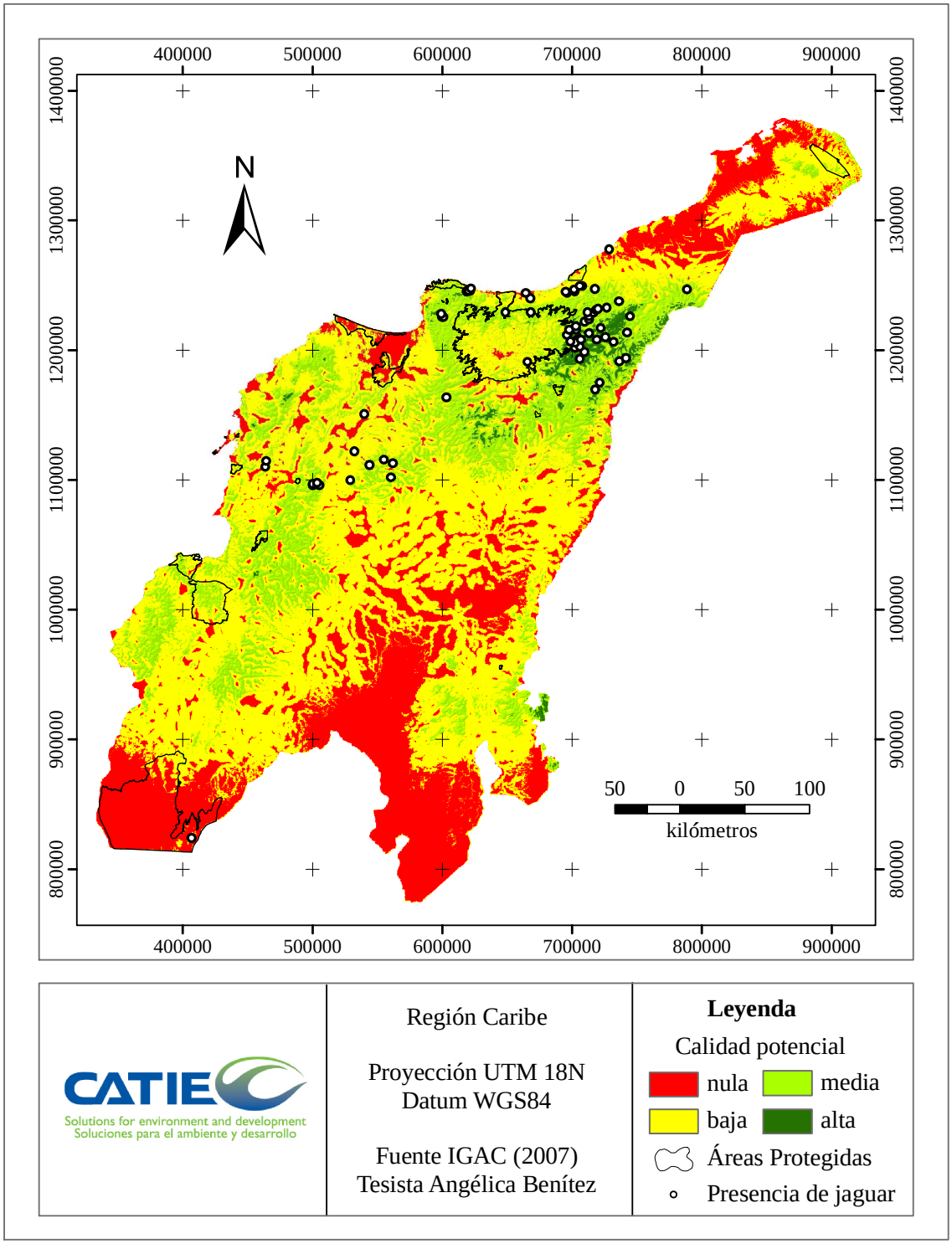
Anexo 1. Distribución original del Zonobioma Seco Tropical en la Región Caribe colombiana.



Anexo 2.Principales usos de suelo presentes en la Región Caribe colombiana.



Anexo 3. Mapa de la calidad potencial de hábitat en la Región Caribe colombiano obtenido a partir de las variables biofísicas.



Anexo 4.Protocolo de la entrevista semiestructurada para diagnosticar la presencia de felinos y presas, los conflictos entre felinos y humanos y la cacería

Consideraciones previas

- Saludo y presentación personal
- Consideraciones éticas:
  - Anonimato, confidencialidad, consentimiento y voluntariedad.
  - Explicación del por qué, y para que de la información obtenida con la entrevista.

DATOS BÁSICOS

Fecha _____

Localidad _____

Vereda/Corregimiento/Municipio _____

Localidades más cercanas _____

Entrevistador _____

Referencia (GPS) 18P _____ UTM _____

Nombre del entrevistado _____

1. Edad

   (<15) (16-30) (31-45) (45-60) (>60)

2. Género

   (M) (F)

3. Escolaridad _____

4. Origen cultural

   a) mestizo b) indígena c) afrocolombiano

5. Años de residencia en la región _____

6. ¿A qué se dedica? o ¿de qué actividades se mantiene su familia?

   a) agriculturab) ganadería c) manejo forestal d) cacería e) otra

7. ¿Ha notado cambios en la cantidad de animales de monte en los últimos 10 años? ¿en cuáles especies ha notado cambios?

   a) Han incrementado _____

   b) Esta igual _____

   c) Ha disminuido _____

   d) No sabe/No responde

8. ¿Por qué piensa que esto ha ocurrido?

_____

9. ¿Considera usted que la cacería ha hecho que existan cambios en la cantidad de animales?

   (si) (no)

10. ¿Usted caza?

    (si) (no)

FELINOS Y PRESAS

11. ¿Cuáles animales identifica en su región en los últimos 10 años? (ayudas visuales)

    _____

12. ¿En cuáles lugares o sitios ha visto usted huellas o rastros de jaguares, pumas u otros tigres en la región? (ayudas visuales de mapas)
13. De los animales que los tigres comen ¿cuáles son?

    a. Muy raro
    b. Raro
    c. Común
    d. Abundante

Especie	1	2	3	4
Guartinaja (*Agouti paca*)				
Ñeque (*Dasyprocta puncatata*)				
Ponche (*Hydrochaeris hydrochaeris*)				
Conejo (*Sylvilagus floridanus*)				
Venado (*Odocoileus virginianus*)				
Cabro (*Mazama americana*)				
Saino (*Tayassu sp.*)				
Zorra manglera (*Procyon sp.*)				
Zorro (*Cerdocyon thous*)				
Icotea (*Trachemis scripta callirostris*)				
Iguana (*Iguana iguana*)				

Babilla (*Caiman crocodylus fuscus*)				
Danta (*Tapirus sp.*)				
Oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*)				

CONFLICTOS ENTRE FELINOS Y HUMANOS

14. ¿Tiene usted animales domésticos en su finca?

    (si) (no) ¿cuáles? y ¿cuántos?

    a) vacas b) chanchos c) pollos d) pavos e) caballos

    f) cabros g) perros h) gatos i) otros _____

15. Si su respuesta fue afirmativa, ¿tigres u otros animales han molestado o comido sus animales?

    (si) (no)

    ¿cuáles animales y cuándo?

Animal doméstico atacado	Fecha de ataque	Cuál tigre lo ataco

16. Si su respuesta fue afirmativa ¿cuántas veces al año hay ataques en su finca?

    a) Una b) dos c) tres d) cuatro

    b) e) cinco f) > de 5 g) no sabe/no responde

17. ¿cree usted que en los últimos años este problema ha?

    a) Incrementado b) Está igual c) Disminuido d) No sabe/No responde

CACERÍA

18. ¿hay cacería dentro de la comunidad y en los bosques alrededor?

    (si) (no)

    _____

19. ¿En qué localidad cazan más?

    _____

20. ¿los cazadores son de la localidad o de afuera de la región?

a) Misma comunidad b) Otra comunidad c) No sabe/No responde

21. ¿Cuántas personas están cazando en la comunidad?

a) 1-5 b) 5-10 c) 10-15 d) > 15 e) No sabe/No responde

22. De los animales cazados usted obtiene

a) Carne para el consumo de su familia _____
b) Carne para la venta en la comunidad _____
c) La piel para vender _____
d) Los huesos o piezas dentales _____
e) Crías para vender como mascotas _____
f) Otros _____

23. ¿Existe demanda por estos productos en la región?

(si) (no)

24. ¿Cómo manejan la compra de estos productos?

a) En tiendas b) En casas c) Directo al cazador d) No sabe/No responde

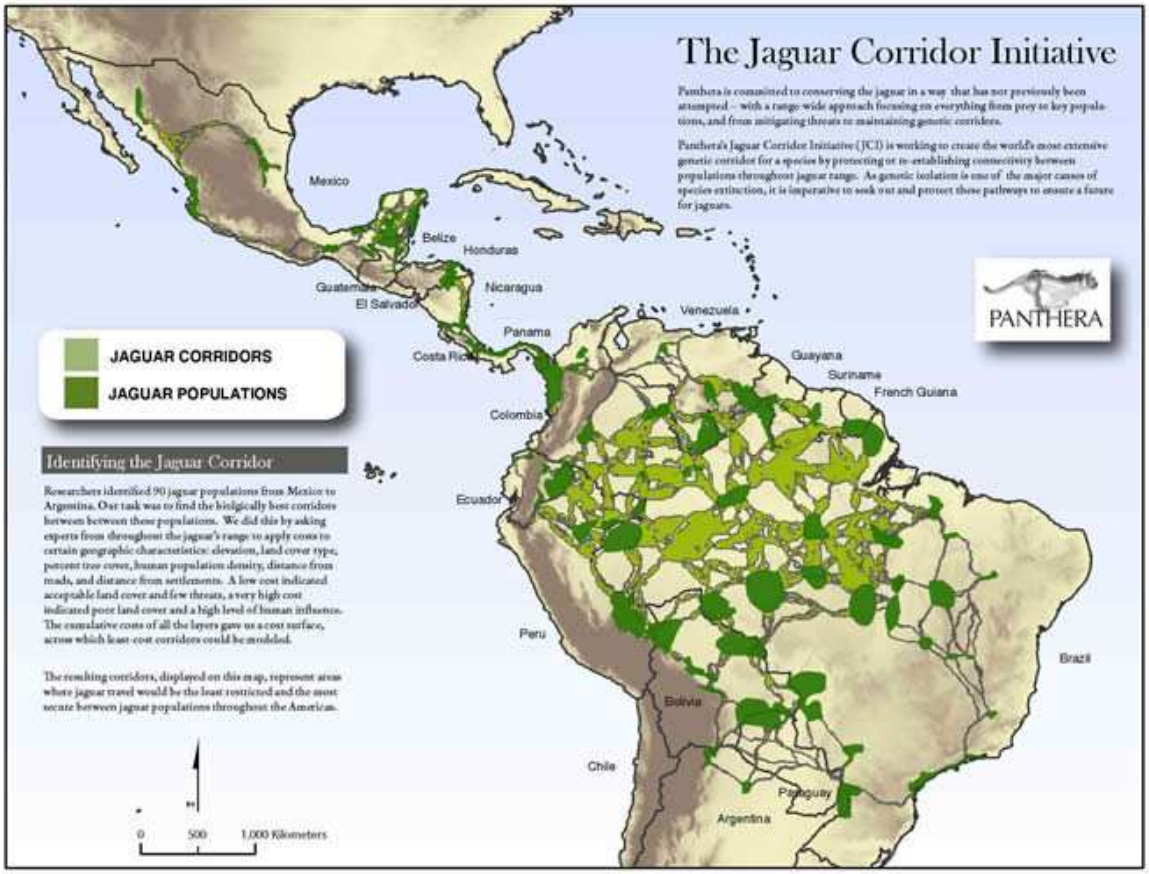
25. ¿Ha notado cambios en la cantidad de cacería en los últimos 10 años?

a) Ha incrementado b) Esta igual c) Ha disminuido d) No sabe/No responde

26. Cuántas veces por mes usted o su familia comen carme de monte en su casa?

a) < 5 b) 5-10 c) 10-15 d) > 15 e) No sabe/No responde

Anexo 5.Iniciativa del corredor biológico de conservación para jaguar



Fuente. Panthera (2009)