

Informe final* del Proyecto BJ006
Evaluación y diseño del corredor Sian Ka'an-Calakmul con base en el modelaje espacial del estado de conservación del hábitat de jaguar (*Panthera onca*) y su relación con la historia de uso del suelo

| | |
|--|--|
| Responsable: | Fís. Carlos Manterola y Piña |
| Institución: | Unidos para la Conservación AC |
| Dirección: | Prado Norte # 324, Lomas de Chapultepec, Miguel Hidalgo, Distrito Federal, DF, 11000 , México |
| Correo electrónico: | uniz@infosel.net.mx, dac21@duke.edu |
| Teléfono/Fax: | 56 15 96 44 |
| Fecha de inicio: | Noviembre 14, 2003 |
| Fecha de término: | Junio 29, 2007 |
| Principales resultados: | Base de datos, Informe final |
| Forma de citar** el informe final y otros resultados: | Colchero F., Amor Conde D., Manterola C. y A. Rivera. 2006. Evaluación y diseño del corredor Sian Ka'an-Calakmul con base en el modelaje espacial del estado de conservación del hábitat de jaguar (<i>Panthera onca</i>) y su relación con la historia de uso del suelo. Unidos para la Conservación AC. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. BJ006 México D. F. |

Resumen:

Esta propuesta ha sido diseñada con el objetivo de realizar un análisis integral sobre el estado de conservación de las Selvas Mayas de la Península de Yucatán, utilizando al jaguar como especie indicadora. Para alcanzar este propósito, este proyecto no se limitará al levantamiento de datos en campo para la creación de una base de datos sobre los tipos de aprovechamiento en las zonas focales y sobre el estado actual de la biodiversidad. La meta es hacer un análisis espacialmente explícito que permita establecer estrategias de conservación concretas para la protección y el manejo sustentable de las Selvas Mayas que componen el Corredor Sian Ka'an-Calakmul, así como diseñar los corredores biológicos entre las áreas de mayor importancia para la conservación del jaguar y las Selvas Mayas, entre ellas las Áreas Naturales Protegidas. Igualmente, es importante recalcar que el proyecto busca establecer el efecto que las distintas actividades de explotación han tenido en los últimos veinte años sobre las Selvas Mayas de esta región. Conocer la historia reciente de estas actividades permitirá evaluar el grado de impacto en términos de deforestación y, por consiguiente, de pérdida de hábitat para especies como el jaguar, lo que, al ser cotejado con los datos más actualizados, dará la base para proyectar la dirección e intensidad de este fenómeno con relación en las distintas formas de explotación y uso de suelo. En cuanto a la descripción y el diagnóstico de los componentes de la biodiversidad, es importante recalcar que en este proyecto se está utilizando una especie indicadora, el jaguar, mediante el cual se buscará hacer una evaluación que permita abarcar todos los componentes de su hábitat. En lo que se refiere al objetivo II de esta convocatoria, se recabarán datos que permitan realizar una reconstrucción de las comunidades vegetales en la zona de importancia, así como en la caracterización de los tipos de uso de suelo en la misma, siempre manteniendo una relación con los requerimientos de hábitat del jaguar y con miras a establecer el grado de conservación de las Selvas Mayas en la región del corredor y sus colindancias. El área de estudio que este proyecto cubrirá incluye la totalidad del corredor Sian Ka'an-Calakmul, así como las cuatro áreas focales (Carrillo Puerto, José Ma. Morelos, La Montaña y Xpujil-Zoh Laguna). La duración total del proyecto será de dos años a partir de marzo de 2003.

-
- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
 - ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.

INFORME FINAL



Evaluación y diseño del corredor Sian Ka'an– Calakmul con base en el modelaje espacial del estado de conservación del hábitat de jaguar (Panthera onca) y su relación con la historia de uso de suelo. BJ006

Fernando C. Colchero¹, Dalia Amor Conde^{1,2}, Carlos Manterola² y Antonio Rivera³

1 Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Duke University, Durham, NC, 27707, USA; 2 Unidos Para la Conservación, A.C. México D.F. y 3 Ecosafaris, Chetumal México.



RESUMEN

*La destrucción de las selvas tropicales en México se ha acelerado fuertemente en los últimos 20 años. Como resultado, se ha incrementado la pérdida y fragmentación del hábitat de distintas especies, de las cuales muchas son endémicas y/o se encuentran en peligro o amenazadas. Debido a la enorme presión por el incremento de actividades agrícolas, construcción de carreteras y proyectos de infraestructura en general, la creación de reservas así como el establecimiento de vías de conexión entre éstas aparece como la solución más viable para esta crisis. En los estados de Campeche y Quintana Roo, considerada como una de las zonas con mayor biodiversidad a escala mundial, el corredor Sian Ka'an - Calakmul ha sido propuesto como la principal iniciativa para mantener la conectividad entre dichas reservas, así como la funcionalidad ecológica en la región. En este proyecto incorporamos elementos biológicos en el diseño del corredor utilizando al jaguar (*Panthera onca*) como especie "paraguas", en combinación con el análisis de los cambios en el uso de suelo en la zona desde la década de los años 1970. Posteriormente, identificamos las zonas de mayor riesgo para la conectividad entre Sian Ka'an y Calakmul al combinar los requerimientos de hábitat de la especie con las tendencias en el cambio de uso de suelo. El análisis constó de cuatro etapas, algunas de las cuales combinaron toma de datos en campo y análisis en laboratorio: 1) análisis de selección de hábitat para el jaguar en la región; 2) análisis de detección de cambios entre las décadas de 1980, 1990, 2000; 3) diseño de corredores entre las dos reservas; y 4) evaluación de zonas de riesgo para la funcionalidad de los corredores.*

Nuestros análisis muestran que los jaguares eligen áreas de selva en buen estado de conservación, a una distancia mayor a 6 km de poblados y a 4 km de carreteras. De esta forma, encontramos que el hábitat de jaguar se encuentra por demás fragmentado en el estado de Quintana Roo, mientras que en Campeche existen grandes parches aun fuera de áreas naturales protegidas. Igualmente encontramos que las zonas focales cubren uno de los dos corredores óptimos para mantener la conectividad de poblaciones de jaguar entre ambas reservas. Encontramos que de un área total de 52,200 km², 1,083



km² se deforestaron entre 1978 y 1990 – correspondiente a 2 % en 12 años – y 1,653 km² entre 1978 y 2000, equivalente a 3.2 % en el mismo lapso de tiempo. Encontramos 9 zonas de mayor riesgo para ambos corredores. Tres de ellas se encuentran en el corredor propuesto por la CONABIO, dos de las cuales están situadas al sur del área focal Carrillo Puerto. Trabajar con las comunidades de dichas zonas de riesgo resultara clave para el mantenimiento de dichos corredores.

INTRODUCCIÓN

Debido a la extensión del corredor Sian Ka'an – Calakmul y a la importancia que la zona tiene en términos tanto biológicos como sociales, este proyecto fue diseñado con el objetivo de realizar un análisis integral sobre el estado de conservación de las Selvas Mayas de la Península de Yucatán utilizando al jaguar como especie indicadora y paraguas. Para alcanzar este propósito y con relación a los temas 1 y 2 del Instructivo para la Presentación de Proyectos de la CONABIO, este proyecto no se enfocó al levantamiento de datos en campo para la creación de bases de datos sobre los tipos de aprovechamiento en las zonas focales y sobre el estado actual de la biodiversidad. Nuestra meta fue la de hacer un análisis espacialmente explícito que permitiera establecer estrategias de conservación concretas para la protección y el manejo sustentable de las Selvas Mayas que componen el Corredor Sian Ka'an – Calakmul. Igualmente, es importante recalcar que en este proyecto buscamos evaluar el efecto que las actividades de explotación han tenido en los últimos veinte años sobre las Selvas Mayas de esta región. Reconstruir la historia reciente de estas actividades, traducida en cambios en el uso del suelo, permite evaluar el grado y la tasa de deforestación y, por consiguiente, el efecto en la pérdida de hábitat para especies como el jaguar.

Por otro lado, debido a la extensión y la escala de análisis del proyecto, la información recabada sobre los tipos de aprovechamiento y componentes de las comunidades biológicas no requiere alcanzar un nivel de detalle en extremo puntual. En cuanto a los tipos de aprovechamiento, en este proyecto analizamos el efecto en términos de reducción de cobertura forestal en respuesta a la explotación agrícola y ganadera por



medio de un análisis de detección de cambios. Debido a la naturaleza del análisis, la explotación por cacería (de fauna silvestre) no fue incluida.

En cuanto a la descripción y diagnóstico de los componentes de la biodiversidad (referente al tema 2 del instructivo de la CONABIO), es importante recalcar que en este proyecto utilizamos al jaguar como especie indicadora y paraguas para las selvas Mayas de la región. Esto es, el jaguar es una vía mediante la cual evaluamos la factibilidad del corredor Sian Ka'an – Calakmul como una estrategia medular para la conservación de las Selvas Mayas de Campeche y Quintana Roo.

En lo que se refiere al objetivo II de la convocatoria de la CONABIO (tema 3 del instructivo), se recabaron los datos que permitieron realizar una reconstrucción del tipo de vegetación en la zona de importancia, siempre manteniendo una relación con los requerimientos de hábitat del jaguar, por lo que no fue necesario caracterizar el hábitat a nivel de especies. Queremos enfatizar que fue con base en esta evaluación que modificamos el método de muestreo para la realización del mapa de vegetación. A continuación en los métodos explicamos detalladamente por qué se realizó este cambio en el método, lo cual nos permitió mantener la consistencia con los objetivos del proyecto así como la factibilidad de llevar a cabo el trabajo de campo dentro de los límites de tiempo y presupuesto estipulados en la propuesta. Los requerimientos de hábitat de la especie, con miras a determinar el grado de conservación de las Selvas Mayas en la región del corredor y sus colindancias, fueron la base para la evaluación de las áreas focales del corredor.

JUSTIFICACIÓN

Las Selvas Mayas forman parte fundamental del “Hotspot” mesoamericano, siendo el sistema principal del mismo (Myers *et al.* 2000). Dicho Hotspot ocupa el primer lugar en el número de especies endémicas de reptiles, así como el segundo lugar en endemismos de anfibios, aves y mamíferos a escala mundial (Myers *et al.* 2000). Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), las selvas de América Central están sujetas a una de las mayores tasas de deforestación a



nivel mundial (FAO 1993). Como una iniciativa para la protección de los recursos naturales y el desarrollo sostenible en Centroamérica, en 1997 se decretó El Corredor Biológico Mesoamericano (World Bank 2003). Dicho proyecto aparece como una iniciativa mediante la cual se busca establecer estrategias de conservación y uso sostenible de los recursos de dicho sistema, mediante el cual se aumente el área absoluta de distribución de las especies que habitan en dichos ecosistemas (World Bank 2003).

Como parte del esfuerzo de caracterización de los recursos naturales a lo largo del corredor, el Banco Mundial inició una importante iniciativa para crear mapas de los distintos ecosistemas que constituyen el Corredor Biológico Mesoamericano (Vreugdenhil *et al.* 2002). Sin embargo, este proyecto no incluyó las áreas de dicho corredor que se encuentran en México.

En este sentido, para el establecimiento de programas de conservación y recuperación de las selvas mayas de México así como para el diseño de proyectos de desarrollo sostenible, resulta clave comprender la historia del uso de suelo de la región así como la funcionalidad ecológica del corredor. De la misma forma es determinante entender cómo se ha vinculado la pérdida de la biodiversidad con los cambios en dicha actividad en las selvas mayas. En este sentido, se han realizado importantes esfuerzos a escala local para modelar la deforestación y su relación con la historia reciente de uso del suelo en la reserva de Calakmul y sus alrededores (Geoghegan *et al.* 2001, Klepeis y Turner II 2000, Turner II *et al.* 2001). A pesar de que estos estudios se han realizado desde una perspectiva multidisciplinaria, no incluyen datos que permitan determinar cuál ha sido el impacto de dichos cambios en la pérdida de la biodiversidad de la zona, además de carecer de estimaciones del grado de fragmentación. Por otro lado estos estudios se enfocan a pequeñas áreas del corredor las cuales no incluyen todas las áreas focales, por lo que no presentan una perspectiva integral de la zona. El énfasis de nuestro proyecto reside en recalcar la importancia de realizar estudios a escala regional que integren todos estos factores. En particular para el área que comprende el corredor Sian Ka'an – Calakmul, es determinante realizar un estudio espacial a una mayor escala que permita cubrir las cuatro áreas focales propuestas por CONABIO, para el diseño de corredores biológicos y de planes de desarrollo sostenibles.



Sin embargo, para comprender los efectos del cambio del uso de suelo en las selvas, a esta escala de análisis, es importante identificar y utilizar especies indicadoras que permitan el diseño de modelos espaciales sobre el estado de conservación del hábitat de las mismas. En este sentido, el jaguar se ha descrito como una especie idónea para evaluar el impacto en las selvas donde habita, así como para planear el tamaño de reservas biológicas (Miller y Rabinowitz 2001). Esto se debe a que es una especie paraguas y a que es altamente sensible a la presión que ejercen los cambios de hábitat, los cuales tienen un efecto directo en la cobertura y en la disponibilidad de presas y de cuerpos de agua.

Con base en lo anterior, desarrollamos modelos espaciales para entender la historia del uso del suelo y el cambio en la disponibilidad y fragmentación del hábitat de esta especie. Esto nos ha permitido entender cuál ha sido el efecto del cambio en el uso del suelo en el funcionamiento de la selva utilizando al jaguar como especie paraguas, incluyendo las áreas focales del corredor. Basándonos en estos modelos nos fue posible obtener un índice de riesgo para las áreas importantes para mantener la conectividad del jaguar entre las dos reservas. El resultado de este estudio será un elemento importante para el diseño de programas de conservación y desarrollo sustentable en la zona del corredor. Igualmente, permitirán a su vez llevar a cabo el diseño de áreas prioritarias de conservación con el objetivo de mantener la conectividad entre las cuatro áreas focales y de éstas con las áreas naturales protegidas de la región. Este proyecto consistió en cinco etapas de análisis las cuales se describen en la sección de métodos y resultados posteriormente.



OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la factibilidad del corredor Sian Ka'an–Calakmul con base en el análisis espacial de la relación entre el estado de conservación del hábitat del jaguar (*Panthera onca*) y el uso de suelo en la zona durante los últimos veinte años.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluación de vegetación y uso de suelo con base en métodos de percepción remota y toma de datos en campo para las zonas que comprende el corredor biológico Sian Ka'an–Calakmul.
2. Generar un modelo de hábitat potencial del jaguar como especie indicadora para las selvas de la Península de Yucatán a partir de datos colectados por collares de GPS.
3. Realizar un análisis de detección de cambios con base en métodos de percepción remota que incluya los periodos de 1978 – 1990, 1990 – 2000.
4. Identificar los principales promotores del cambio de uso de suelo en las cuatro áreas focales del corredor biológico Sian Ka'an – Calakmul y su relación con los cambios en la vegetación durante las décadas antes mencionadas.
5. Establecer el grado de fragmentación en la zona que comprende el corredor biológico para determinar vías de conectividad para la especie.
6. Establecer la relación espacial y temporal entre los cambios de uso de suelo y el hábitat potencial para el jaguar para crear un modelo de predicción de áreas de riesgo potencial para el hábitat del jaguar.



METODOS Y RESULTADOS

RESUMEN DE LAS DISTINTAS ETAPAS DEL PROYECTO

La primera etapa del proyecto consistió en la clasificación supervisada de las imágenes satelitales (LANDSAT) con el fin de utilizarla para el modelaje del hábitat del jaguar así como para el análisis de la historia del uso del suelo. Durante esta fase del proyecto se capacitaron a técnicos de campo del Ejido Caobas, Quintana Roo y, como logro adicional, a dos estudiantes del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chetumal. Así mismo se capacitó un estudiante en la Maestría en Ciencias Biológicas del Instituto de Ecología de la UNAM en el modelado de hábitat del jaguar y en técnicas de percepción remota. Igualmente se estableció el campamento base para recorrer la zona norte del área de estudio (correspondientes al **objetivo 1**).

En la segunda etapa realizamos el modelaje del hábitat del jaguar utilizando como variables el tipo de vegetación y uso de suelo (clasificación supervisada), las carreteras, los poblados así como los puntos de jaguar colectados en campo por Unidos para la Conservación, el laboratorio del Dr. Gerardo Ceballos del Instituto de Ecología de la UNAM y Ecosafaris (correspondiente al **objetivo 2**).

La tercera etapa del proyecto consistió en el análisis de los principales promotores de la deforestación. Para esto se realizó un análisis de detección de cambios de 1978 a 1990 y de 1990 al 2000. A partir de estos resultados se realizó el análisis para identificar los principales promotores de la deforestación y por lo tanto de la pérdida del hábitat del jaguar. Utilizando las carreteras, poblados y la clasificación de la vegetación (correspondiente a los **objetivos 3 y 4**).

En la cuarta etapa realizamos el análisis de fragmentación para establecer los corredores para el Jaguar entre la Reserva de Sian Ka'an y Calakmul, para lo cual utilizamos los datos obtenidos a partir del modelo de hábitat potencial del jaguar y de la clasificación de la vegetación (correspondiente al **objetivo 5**).



Por último se realizó un análisis de las áreas de mayor riesgo para el deterioro del hábitat potencial del jaguar y su conectividad, utilizando los resultados del modelo del hábitat del jaguar así como ~~de~~ los resultados ~~de~~ la historia del uso del suelo (detección de cambios y del modelaje de los principales promotores de la deforestación, correspondiente al **objetivo 6**). En la figura 1 se muestran las distintas etapas del proyecto.



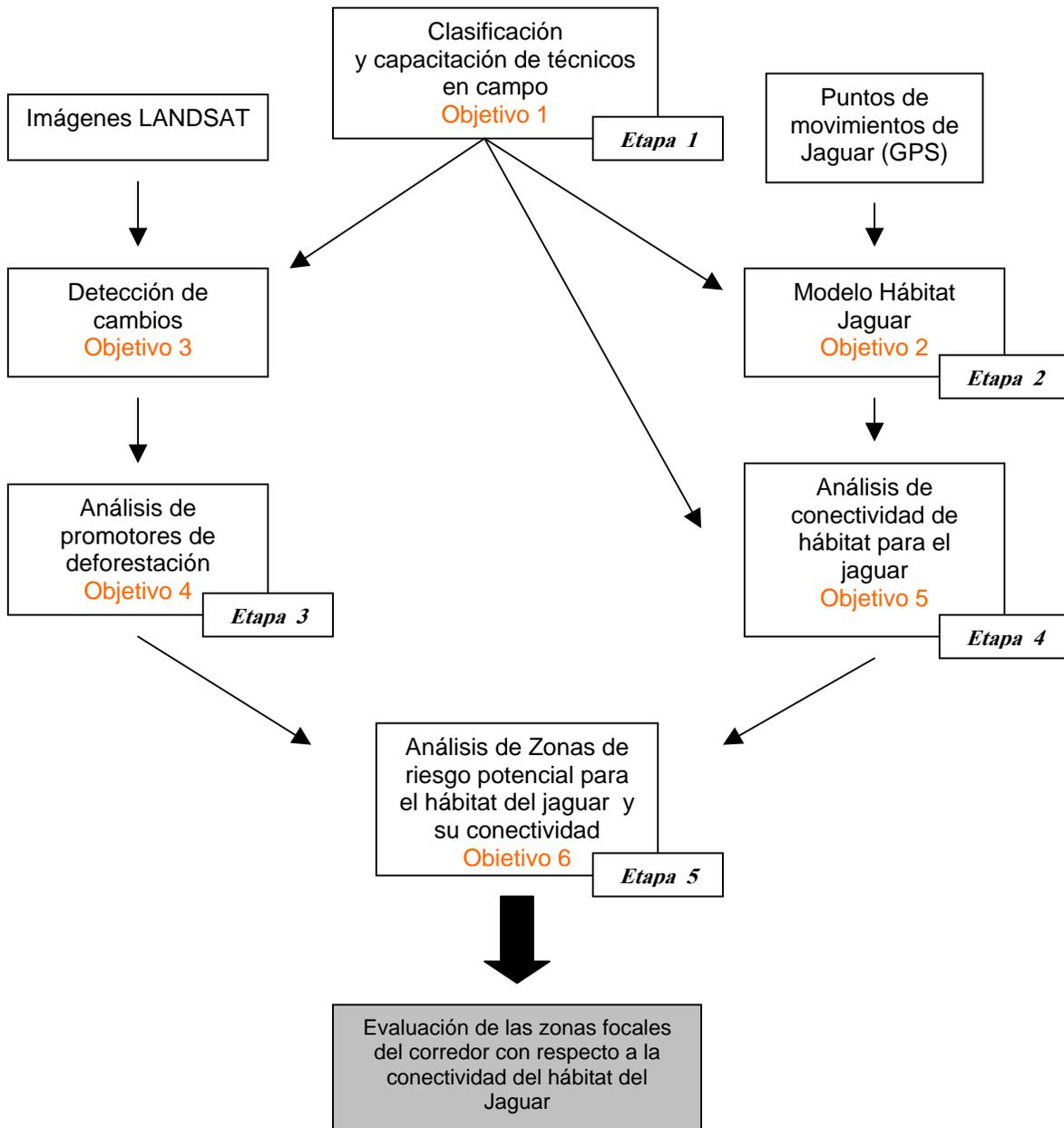


Figura 1. Diagrama de flujo de las distintas etapas del proyecto.

ETAPA I: CLASIFICACIÓN DE LA VEGETACIÓN Y EL USO DEL SUELO

Para realizar la clasificación supervisada hicimos dos muestreos en campo. Con la finalidad de entender mejor la distribución espacial de los grupos espectrales sobre las



imágenes, hicimos una clasificación no supervisada previa al primer muestreo (Wilkie ~~and~~y Finn 1996). Este procedimiento tuvo como única finalidad la de ayudarnos a entender mejor la distribución de asociaciones vegetales para la planeación del muestreo en campo, por lo que no fue utilizada en ninguno de los análisis que realizamos posteriormente. Debido a la extensión del área de estudio, no nos fue posible mantener un diseño de muestreo estratificado al azar, como fue planteado en las etapas iniciales. Tuvimos que concentrar nuestros esfuerzos en cubrir la mayor área posible combinando muestreos en vehículo con prospecciones a pie.

MUESTREO EN CAMPO

La finalidad del muestreo en campo fue la de obtener puntos de verificación para distintos tipos de uso de suelo y vegetación. Llevamos a cabo la primera prospección de campo en los meses de diciembre y enero 2003-2004, y la segunda de mayo a julio de 2004.

Durante la primera prospección en campo para cada punto identificamos el tipo de vegetación basándonos en la clasificación aplicada al proyecto, registrando las especies de árboles presentes alrededor del punto, aquellas que dominaban, el grado de perturbación, la presencia de guanos y guano kums, y la presencia de lianas, así como una descripción general y comentarios acerca del tipo de uso. Tomamos tres fotografías digitales por punto como referencia. De esta forma recabamos un total de 134 puntos. A continuación en la Figura 2. se muestran algunas fotografías de los distintos tipos de uso del suelo y vegetación.





Figura 2.
Fotografías de algunos sitios de muestreo. a) Uso agrícola; b) Selva; c) tala para uso agrícola; d) poblado.

Como se explicó en el 3^{er} informe (página 13), optamos por cambiar el método de muestreo en campo por dos razones: 1) reducir el tiempo para tomar los puntos de corroboración de la vegetación lo cual nos permitió obtener un mayor número de puntos por clase; y 2) basado en los objetivos del proyecto fue más importante contar con un gran número de puntos que identificaran de manera general los tipos de vegetación y uso del suelo que contar con un menor número de puntos que describieran detalladamente la vegetación incluyendo las especies presentes. El hacer un muestreo menos intensivo y más extensivo nos permitió que este cubriese áreas con distintas características espectrales para toda la región la cual cubre la totalidad de las zonas focales del corredor. Debido a esto, durante la segunda prospección en campo no identificamos asociaciones

vegetales a nivel de especie, por lo que no colectamos ejemplares para su identificación. El nuevo método no afectó los objetivos ni los resultados del proyecto, por el contrario, nos permitió obtener un mapa a escala regional el cual cubrió en su totalidad las áreas focales. De la misma forma, basándonos en los requerimientos del hábitat del jaguar, en nuestros análisis preliminares nos dimos cuenta que, para realizar un mapa de vegetación a escala regional que nos permitiera conocer la fragmentación del hábitat del jaguar, no era necesario describir la vegetación al nivel de especie, si no cubrir la mayor área posible poniendo mayor énfasis a describir el grado de impacto en la vegetación.

CAPACITACIÓN DE TÉCNICOS DE CAMPO Y CAPACITACIÓN DE ESTUDIANTES

Durante los dos muestreos se capacitaron a dos ejidatarios jóvenes del Ejido Caobas, Quintana Roo como técnicos de campo. Su capacitación consistió en: 1) la lectura de mapas, 2) el uso de brújula, 3) GPS, 4) caracterización de la vegetación y uso del suelo, y 5) captura de jaguares utilizando perros de cacería. Para esta última la capacitación fue impartida por Antonio Rivera de Ecosafaris. Seleccionamos a estos dos jóvenes por su conocimiento de la vegetación de la zona ya que, durante la temporada de aprovechamiento forestal, trabajaban en los inventarios forestales. Actualmente ambos se encuentran trabajando para el proyecto de jaguar bajo la dirección de Unidos para la Conservación y Defensores de la Naturaleza en Guatemala. Como un logro adicional se capacitaron a dos estudiantes de Ecosur (Antalia y Roberto Rojo) en los puntos del 1 al 4. Igualmente se capacitó a un estudiante de maestría (Heliot Zarza) del Instituto del Ecología de la UNAM, en el modelado del hábitat del jaguar así como en técnicas de percepción remota y uso de sistemas de información geográfica. Así mismo se estableció un campamento base en la zona de Petcacab. En la Figura 3 se muestran algunas fotografías de la capacitación en campo y del campamento.





Figura 3. Algunas fotografías de la capacitación sobre uso del GPS y captura de jaguares utilizando perros.

CLASIFICACIÓN SUPERVISADA

Posteriormente, se realizó una clasificación supervisada basada en los puntos de muestreo en campo. Diez por ciento de los puntos de campo se utilizaron para la clasificación y el resto para su la validación.

Debido a que cada una de las imágenes fue clasificada de manera independiente, no fue necesario hacer corrección atmosférica (Song *et al.* 2001). Esto se debe también a que al realizar la clasificación supervisada utilizamos el método de máxima



verosimilitud, así mismo los datos de entrenamiento (training data) en la imagen se hicieron con la misma escala relativa, bajo estas circunstancias Poter (1974), Frasser *et al.* (1977) y Kawata *et al.* (1990) demuestran que la corrección atmosférica tiene un efecto muy bajo en la veracidad de la clasificación, por lo que no es recomendable realizarla.

Realizamos la clasificación supervisada por separado en cada imagen de LANDSAT ETM (path: 19 y 20; row: 47, y un subset del path: 19 y 20 row: 46, Tabla 1) y posteriormente hicimos un mosaico con ambas. Establecimos 9 categorías de vegetación y uso de suelo (Tabla 2), además de tres clases para eliminar de la clasificación nubes y sus sombras así como el océano. Colapsamos todas las clases de selva en una sola categoría (Selva) a excepción de los bajos, ya que no nos fue posible diferenciarlas claramente en campo, además de que, para los objetivos del presente estudio, las diferencias entre los tipos de selva no resultan relevantes para el jaguar. Creamos cuatro firmas espectrales por clase por imagen. Utilizamos la herramienta de “seed dispersal” en el programa ERDAS Imagine, para elegir los píxeles más parecidos espectralmente alrededor del punto de muestreo utilizado para la clasificación. Utilizamos el método de máxima verosimilitud para extrapolar las características espectrales de las firmas a toda la imagen. Evaluamos la clasificación resultante por medio de la estadística de Kappa, la cual permite establecer el grado general de precisión de la clasificación en su totalidad (Wilkie y Finn 1996), así como hacer comparaciones entre la precisión de esta clasificación con otras para la región. Igualmente, como fue sugerido por la dirección de percepción remota de CONABIO, evaluamos los errores de omisión y comisión para cada clase (Tabla 3). Mostramos los resultados de la matriz utilizada para calcular la Kappa y explicamos en detalle el método a continuación.



Tabla 1. Lista de las imágenes o subset de las mismas utilizadas para la clasificación, obtenidas en el sitio de Internet Global Land Cover Facility (GLCF): <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>.

| Localización de la Imagen en GLCF (Path/Row) | LANDSAT | Fecha día/mes/año |
|---|---------------|----------------------|
| 19/ 46 | ETM LANDSAT 7 | 21/ 04/ 00 |
| 19/ 47 | ETM LANDSAT 7 | 21/ 04/ 00 |
| 20/ 46 | ETM LANDSAT 7 | 14/ 03/ 01 |
| 20/ 47 | ETM LANDSAT 7 | 27/ 03/ 00 |

Debido a la naturaleza de nuestros objetivos, únicamente nos enfocamos en distinguir entre dos tipos generales de clases de impacto a la vegetación, siendo estos: vegetación secundaria y vegetación conservada, así como en los distintos tipos de uso de suelo como son: la agricultura y ganadería así como poblados. Para realizar la evaluación de precisión de la clasificación, utilizamos el 90% de los puntos restantes con los cuales generamos una matriz de contingencia (Figura 4).

A partir de la matriz de contingencia o de error realizamos el análisis estadístico utilizando la fórmula de Kappa (1):

$$\hat{k} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})} \quad (1)$$

donde r es el número de columnas en la matriz, x_{ii} es el número de observaciones en la columna i y en el renglón i (o en la diagonal), x_{i+} es el número de observaciones total en del renglón i (mostrado como el total marginal de la parte derecha superior de la matriz), x_{+i} es el número total de observaciones en la columna i (mostrado como el total marginal en la parte inferior de la matriz) y N es número total de observaciones incluidas en la matriz.

RESULTADOS ETAPA 1

RESULTADOS DEL MUESTREO EN CAMPO



Obtuvimos un total de 545 puntos durante las dos salidas a campo, las cuales clasificamos en función del tipo de vegetación o del uso de suelo que lo caracterizaba.

RESULTADOS DE LA CLASIFICACIÓN SUPERVISADA

A partir de la clasificación supervisada (ERDAS 1997) de dos imágenes completas y el subset de otras dos imágenes que cubren el área de estudio, encontramos 9 clases de uso de suelo y vegetación incluyendo cuerpos de agua. En la figura 4 se puede observar el mapa de vegetación obtenido para las dos imágenes, el cual aun es preliminar debido a que estamos mejorando dicha clasificación. Las 9 clases finales que obtuvimos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Clases de vegetación obtenidas a partir de la clasificación supervisada.

| Numero | Clases |
|----------|-----------------------------------|
| <i>1</i> | Selva |
| <i>2</i> | Pastizal Natural |
| <i>3</i> | Bajo |
| <i>4</i> | Manglar |
| <i>5</i> | Marismas costeras y humedales |
| <i>6</i> | Vegetación Secundaria |
| <i>7</i> | Uso agrícola, pecuario y forestal |
| <i>8</i> | Suelo Descubierta |
| <i>9</i> | Agua |



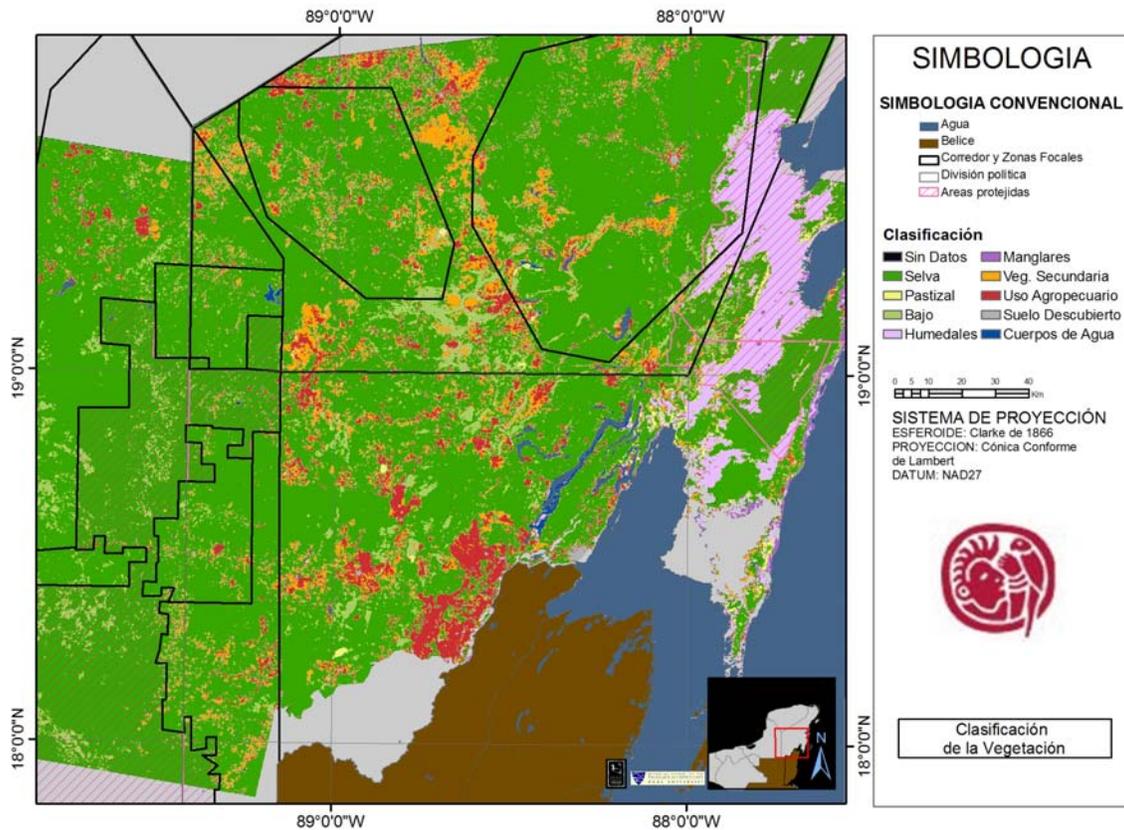


Figura 4. Mapa de vegetación obtenido para toda el área de estudio a partir del análisis de percepción remota de las imágenes de satélite.

Calculamos el estadístico de Kappa con las primeras 8 clases ya que en el muestreo no incluimos cuerpos de agua. El resultado fue de 74.6 %, considerado como adecuado (Congalton 1991). Para cada clase mostramos la precisión del usuario y la precisión del productor, las cuales corresponden a $(1 - \text{error de comisión})$ y $(1 - \text{error de omisión})$, respectivamente. La precisión promedio fue de 83.69 %. La precisión de productor mínima correspondió a la vegetación secundaria (66.67 %; Tablas 3 y 4), la cual se confundió mayormente con la clase de Selva. Esto se puede deber en gran medida a que las imágenes utilizadas para el análisis fueron tomadas en el 2000, mientras que nuestros muestreos en campo sucedieron entre el verano de 2003 y el de 2004. En este intervalo pudo haber cambio de selva a vegetación secundaria.



Tabla 3. Clases de vegetación y errores de omisión y comisión asociados.

| Numero | Clases | Error de Omisión | Error de Comisión |
|----------|-----------------------------------|------------------|-------------------|
| 1 | Selva | 0.0181 | 0.2624 |
| 2 | Pastizal Natural | 0.0000 | 0.3333 |
| 3 | Bajo | 0.3182 | 0.0000 |
| 4 | Manglar | 0.1667 | 0.1667 |
| 5 | Marismas costeras y humedales | 0.0000 | 0.2500 |
| 6 | Vegetación Secundaria | 0.3333 | 0.2353 |
| 7 | Uso agrícola, pecuario y forestal | 0.2186 | 0.0272 |
| 8 | Suelo Descubierto | 0.2500 | 0.2500 |
| 9 | Agua | Sin datos | Sin datos |

Tabla 4. Matriz de contingencia para el cálculo de la estadística de Kappa. *P. Usuario* = precisión del usuario; *P. Productor* = precisión del productor. Ambas medidas de precisión muestran el porcentaje de puntos correctamente clasificados con respecto al número total de puntos en cada clase.

| Clases | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | Total | P. Productor |
|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|--------------|
| 1 | 163 | | | 2 | | 1 | | | 166 | 98.19 |
| 2 | | 4 | | | | | | | 4 | 100.00 |
| 3 | 6 | | 15 | | | 1 | | | 22 | 68.18 |
| 4 | | | | 10 | 1 | | 1 | | 12 | 83.33 |
| 5 | | | | | 3 | | | | 3 | 100.00 |
| 6 | 35 | 2 | | | | 78 | 2 | | 117 | 66.67 |
| 7 | 17 | | | | | 22 | 143 | 1 | 183 | 78.14 |
| 8 | | | | | | | 1 | 3 | 4 | 75.00 |
| Total | 221 | 6 | 15 | 12 | 4 | 102 | 147 | 4 | 511 | |
| P. Usuario | 73.76 | 66.67 | 100.00 | 83.33 | 75.00 | 76.47 | 97.28 | 75.00 | | |

ETAPA II. MODELO DE HÁBITAT POTENCIAL PARA EL JAGUAR

MÉTODOS

A partir de 620 puntos de GPS de los movimientos de cuatro jaguares, los cuales han sido capturados en el Ejido Caobas modelamos el hábitat potencial del jaguar en la región. Los collares colocados en los jaguares toman una lectura cada tres días y cinco lecturas durante el quinceavo día de cada mes. Cada año los jaguares son recapturados para recuperar la información de los collares, y se les coloca un nuevo collar con una batería



completamente cargada. Cada ciclo es de un año entre la captura inicial y la recaptura para la recuperación de los datos.

Para formular, implementar y verificar el modelado del hábitat del jaguar seleccionamos al azar el 50% de los puntos (310) de los movimientos de los cuatro jaguares. Los otros 310 puntos restantes se utilizaron para validar el modelo.

Utilizamos como variables descriptivas del modelo la distancia a las carreteras y a los poblados así como la clasificación de la vegetación previamente descrita. Para cada una de estas variables se generó un grid en los cuales las distancias son variables de tipo numérico y el tipo de vegetación es una variable de tipo categórica. Así mismo creamos un grid de puntos aleatorios y posteriormente hicimos un muestreo de las variables ambientales para ambos puntos (tanto de los jaguares como aleatorios). De esta manera creamos una tabla con una primera columna para la variable dependiente (i.e jaguares vs aleatorios) y tres columnas para las variables descriptivas (independientes).

En el programa SPLUS se importó la tabla resultante la cual se utilizó para crear una función ramificada de tipo árbol. A partir de esto creamos un modelo para el hábitat del jaguar de tipo CART por sus siglas en inglés: *Classification and Regression Trees*. A partir de los resultados del modelo graficamos la desviación como una función del número de ramas en el árbol. Utilizando estos resultados verificamos el árbol resultante y lo podemos basándonos en los puntos mal clasificados (“misclassified”) y de acuerdo a la relación entre la desviación y el tamaño del árbol.

El árbol resultante (Figura 6) ~~dio~~ dió las bases para obtener el modelo potencial del hábitat del jaguar. Para crear el modelo, escribimos un código condicional (script DOCELL) el cual se lee en ArcInfo, incorporando todas las variables que describen la presencia de la especie en un solo grid.

Para validar el modelo, se sobrepusieron los puntos de validación (los cuales no se incluyeron para crear el modelo) sobre el grid resultante. A partir de esto comparamos la proporción de los puntos de validación que coincidieron con el modelo con el número de los puntos del modelo que fueron clasificados correctamente.

RESULTADOS ETAPA II



El primer árbol que obtuvimos se muestra en la figura 5. La sección izquierda corresponde a los puntos aleatorios por lo que no son importantes para construir el modelo.

A partir del análisis de los nodos (figura 5) podamos el árbol para evitar errores de clasificación. Al podar el árbol obtuvimos un total de 4 nodos para el jaguar y dos hojas de jaguar (Figuras 6 y 7). La variables predicativas que resultaron a partir de este árbol son:

- Distancia a los poblados: mayor a los 6 km
- Distancia a las carreteras: mayor a los 4.3 km
- Tipos de vegetación: Selva bajo, selva mediano, pastizales y agua.

Son 219 puntos modelados los que explican el modelo, estos representan el 71% del total de los ~~números-puntos~~ utilizados para obtener este modelo (268/310). Cuando sobrelapamos los puntos de validación con los del modelo, encontramos que 225 puntos coinciden con el modelo, esto es el 73% de los puntos. Estos resultados muestran que el modelo es consistente para predecir el hábitat del jaguar con una confianza de alrededor del 70%.

En la Figura 8 se puede observar el modelo preliminar de hábitat para jaguar en la región. Quintana Roo muestra un mayor grado de fragmentación debido a poblados y carreteras.



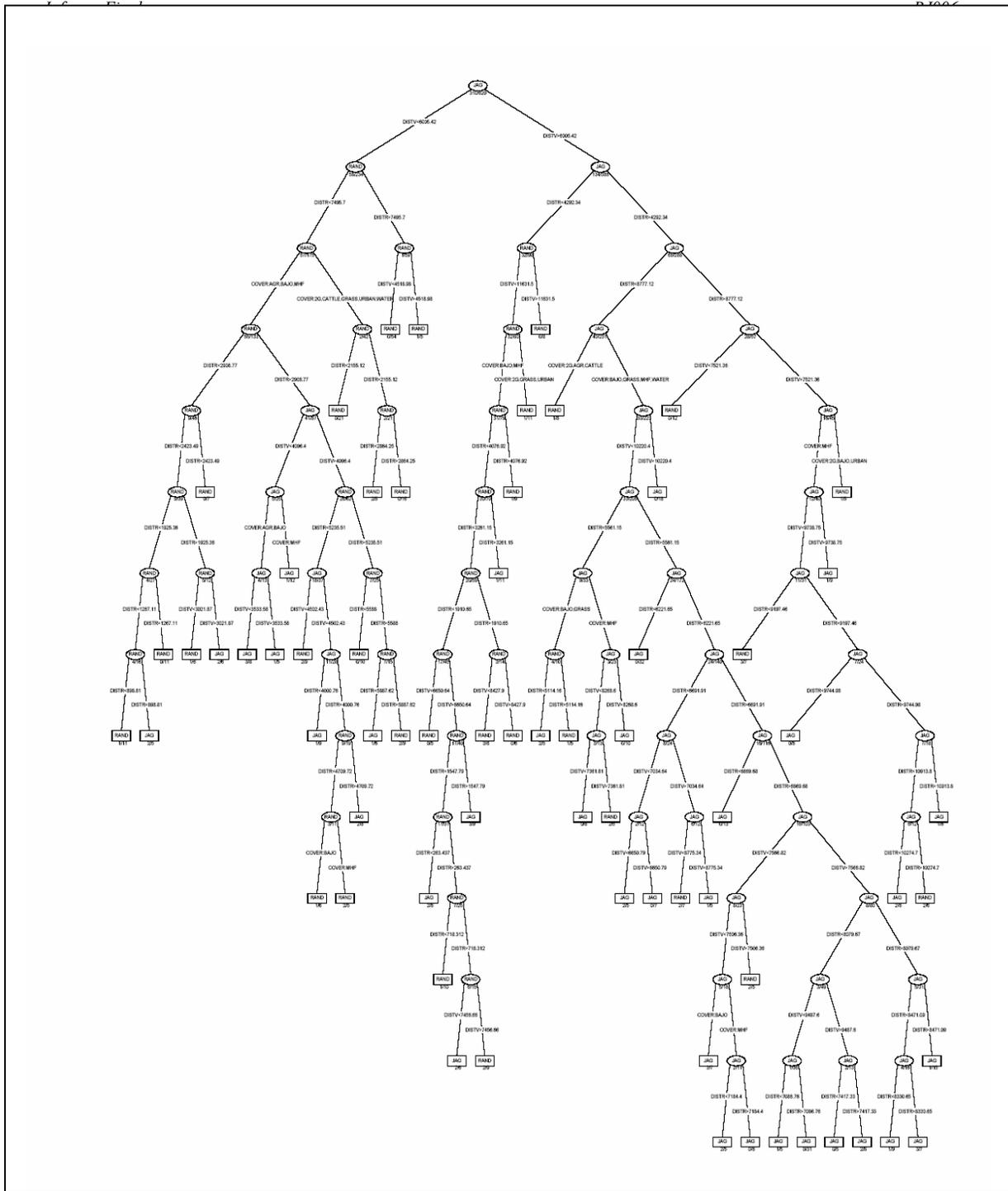


Figura 5. El modelo CART derivado a partir del análisis de las distancia de los puntos aleatorios vs los puntos de jaguar a las carreteras, los poblados y las clases de vegetación.



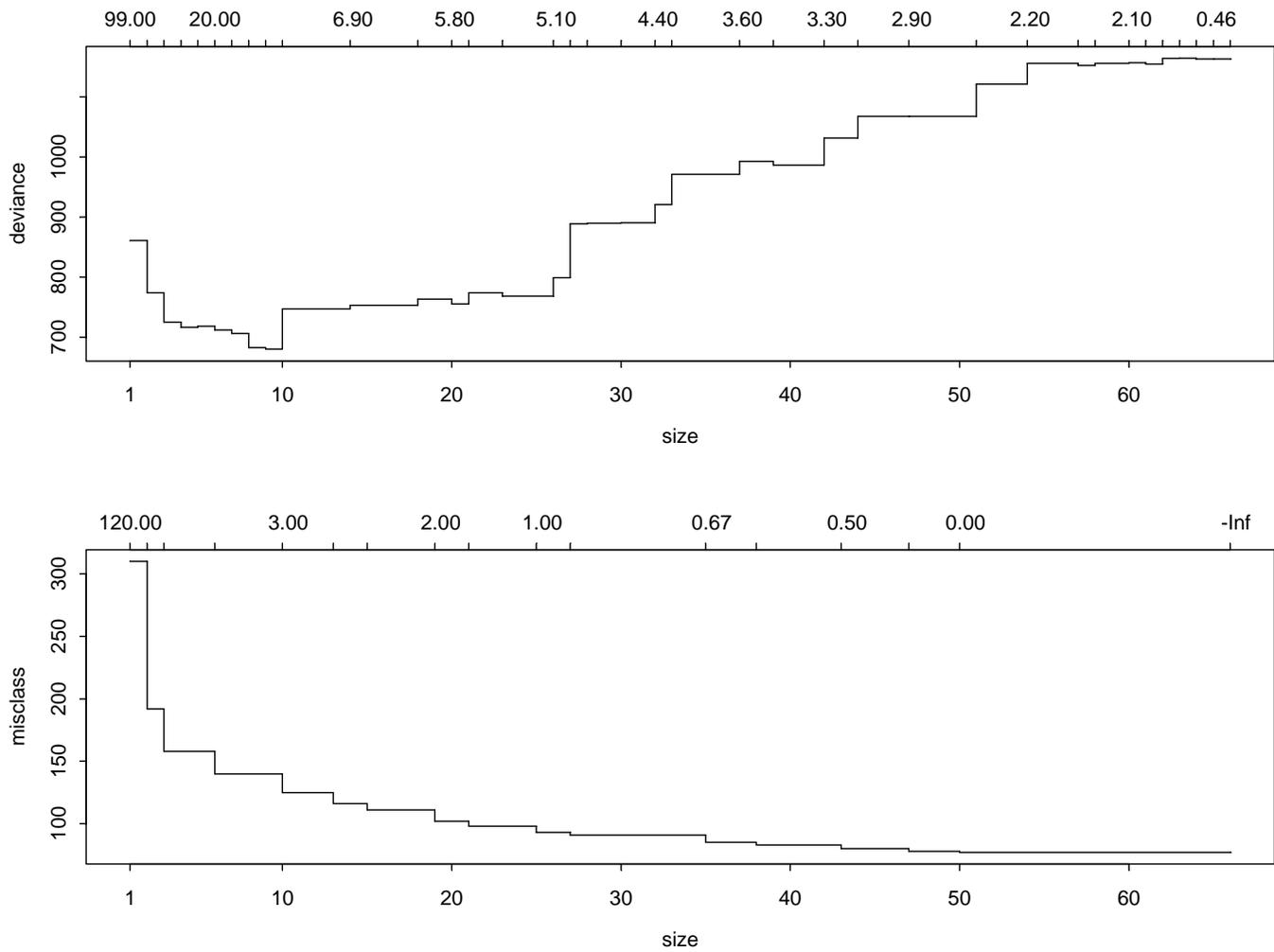


Figura 6. La gráfica superior muestra la desviación vs el tamaño del árbol (unidades: nodos). La gráfica inferior muestra el número de puntos mal clasificados con respecto al tamaño del árbol.



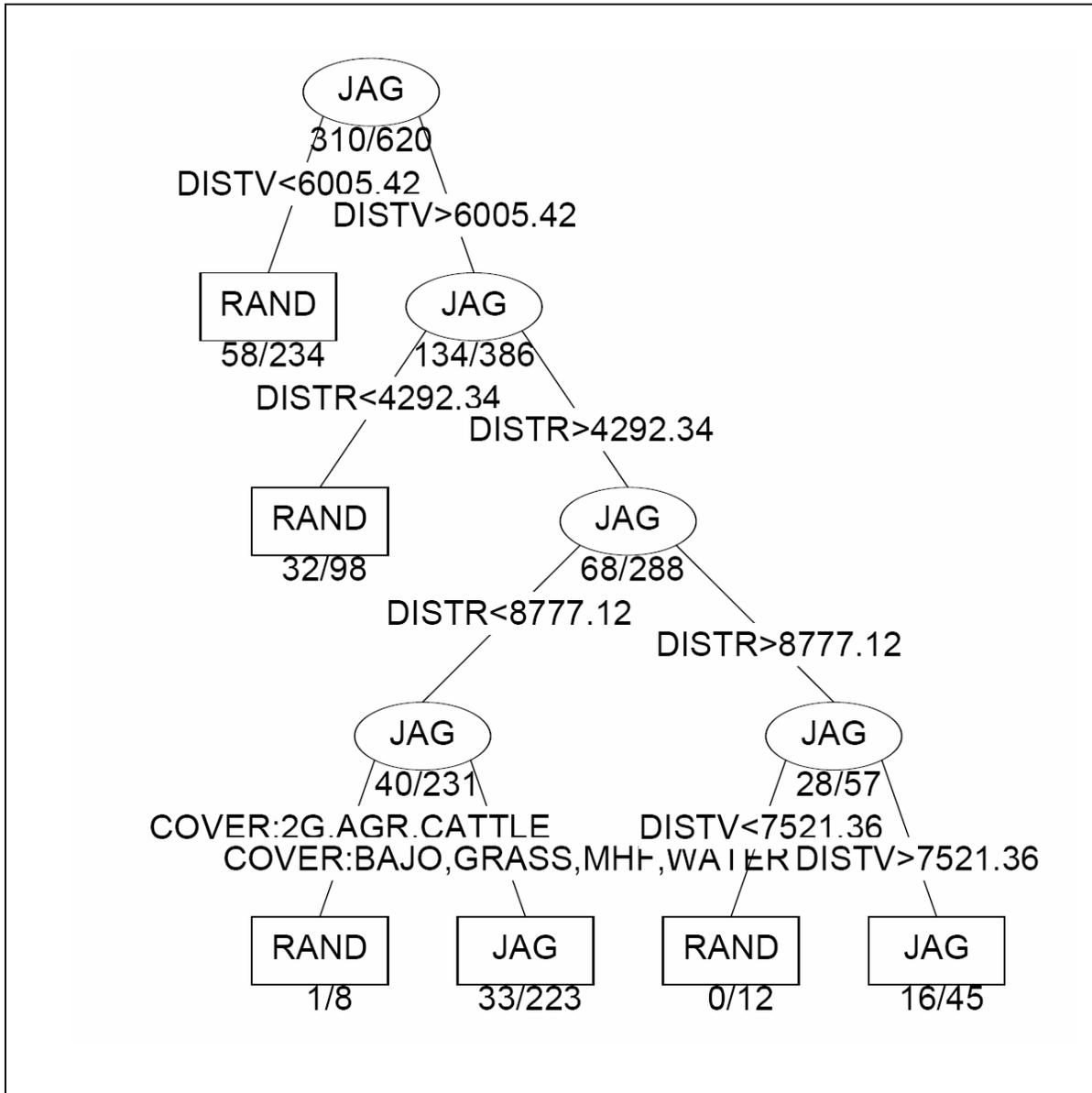


Figura 7. Árbol podado para el modelo de jaguar, obtenido a partir del análisis tipo CART. Las abreviaturas son las siguientes. DISTV: distancia a los poblados, DISTR: distancia a las carreteras, COVER: Cobertura o tipo de uso de suelo. JAG indica el número de puntos que son de jaguar y RANDA el número de puntos aleatorios.



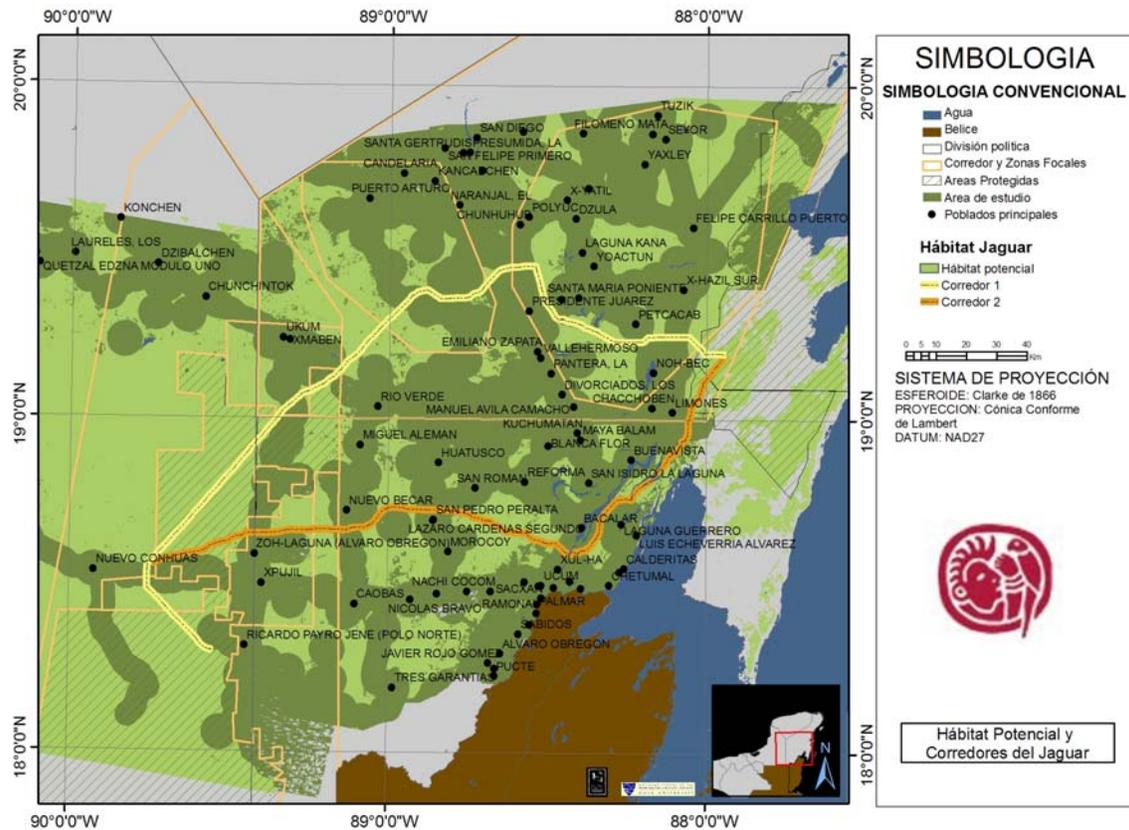


Figura 8. Predicción de la distribución del hábitat potencial para el jaguar en el sureste de la Península de Yucatán. En verde se indica el hábitat para el jaguar predicho por el modelo.

ETAPA III: ANÁLISIS DE DETECCIÓN DE CAMBIOS Y PROMOTORES DE LA DEFORESTACIÓN

ANÁLISIS DE DETECCIÓN DE CAMBIOS

El procesamiento de imágenes de satélite provee un método objetivo para estimar la deforestación a distintas escalas temporales (Wilkie and Finn 1996). Para comprender las tendencias en los cambios del uso del suelo de 1978 a los 2000 decidimos hacer un análisis de detección de cambios que cubriera el total del periodo.

Inicialmente realizamos el análisis utilizando el método de Análisis de Componentes Principales conocido como “Tasseled Cap”, sin embargo fue necesario cambiarlo para utilizar un método más eficiente para detectar los cambios en selva por lo



que utilizamos el NDVI. Tomamos esta decisión ya que los resultados del análisis de detección de cambios utilizando el método ~~el método~~ de “Tasseled Cap” resultó en grids con alto error, en especial para los cambios de vegetación de imágenes MSS vs TM. Es importante recalcar que este método fue desarrollado para identificar cultivos en zonas de bosques templados en Estados Unidos. Este método se basa en el cálculo de índices mediante los cuales es posible reorganizar los ejes de las distintas bandas de imágenes LANDSAT para crear nuevas bandas que corresponden a niveles de “verdor” (greenness), humedad (wetness); y brillo (brightness) (Wilkie y Finn 1998, Calrke 1996, Jensen 2000). Ya que estos índices fueron estimados para zonas de cultivo en bosques templados, resultan poco apropiados para selvas tropicales. La ventaja del NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, por sus siglas en inglés) para realizar este tipo de análisis, reside en que los valores de reflectancia de la banda del infrarrojo cercano son altamente sensibles a la densidad del dosel, el índice del área de las hojas (LAI por sus siglas en inglés), y la humedad en la vegetación, mientras que el rojo es absorbido por la misma (Tuker, 1979; Sellers 1985; Singh 1986; Running, *et al.* 1986). De acuerdo con Lyon *et al.* (1998), el NDVI dio mejores resultados para detectar el cambio de uso de suelo en Chiapas, México. Lyon *et al.* (1998) compararon siete índices de vegetación, en donde reportan que el NDVI fue el índice menos afectado por cambios en la elevación y así mismo fue el único índice que mostró histogramas con una distribución normal, lo cual permite definir claramente el punto en que se considera cambio o no cambio en ~~de~~ la pérdida de cobertura. Igualmente, Nelson (1982, 1983) examinó cuantitativamente la eficacia de distintos métodos para estudios de defoliación del bosque por parásitos en Pensilvania, de los cuales NDVI dio los mejores resultados. Debido a que el índice de vegetación NDVI enfatiza la respuesta espectral de distintas características del suelo y tiende a normalizar las diferencias en irradiación, se ha concluido que NDVI es el método más apropiado para identificar cambios a largo plazo en la cobertura del dosel de los bosques y selvas tropicales (Hame *et al.* 1998, Luneta y Elvidge 1998, Lyon et al 1998, Mas 1999, Fung 2000 y Hayes 2001).

El NDVI es un índice de vegetación de los valores rojos e infrarrojos cercanos el cual se basa en absorción diferencial y la reflexión de la energía solar por la vegetación



verde (Derring ~~and~~-y Haas, 1980). Utiliza la banda de infrarrojo cercano (IR), que corresponde al valor máximo de reflexión de la vegetación, y la banda del rojo (R), que corresponde al nivel máximo de absorción de la clorofila (fórmula 2). Debido a esto el IR es una banda ideal para estudios de biomasa vegetal y para discriminar entre suelo descubierto y vegetación. Así mismo la banda del Rojo es sensible a cambios en el tipo de vegetación, por lo cual se puede distinguir entre cultivos y bosques. La fórmula para obtener este índice es:

$$NDVI = (IR - R) / (IR + R) \quad (2)$$

Donde IR es el valor del píxel para la banda que corresponde al infrarrojo cercano y R es el valor de la banda roja.

El NDVI estima los valores para cada píxel y tiene un rango de -1 a 1. Los valores más altos están asociados a la vegetación que presenta una cobertura más saludable. Sin embargo en donde hay presencia de nubes o nieve los valores son cercanos a 0, lo cual puede aparentar que la vegetación es menos verde (Rouse *et al.*, 1974). Debido a esto, es importante eliminar aquellas áreas con nubes, previo a la substracción.

Para este análisis no se hizo una corrección atmosférica de las imágenes. Esto se debe a que la corrección atmosférica modifica el valor de los píxeles de la imagen, además de que por lo general los métodos de corrección atmosférica son de tipo lineal, asumiendo que la influencia de aerosoles, partículas suspendidas y vapor de agua se distribuyen homogéneamente (Liang 2001). Esto conlleva a posibles errores no sistemáticos en áreas de la imagen no afectadas por errores atmosféricos. Uno de los métodos que se ha utilizado para evitar los efectos atmosféricos de imágenes LANDSAT es la eliminación de las bandas que se encuentran mas severamente afectadas por la atmósfera (Song *et al.*, 2001). Foody *et al.*, (1996) eliminó del análisis las bandas TM-1 y TM-2 para identificar los estados sucesionales por la regeneración de bosques tropicales. Collings ~~and~~-y Woodcock (1994), eliminaron la banda TM-1 en un estudio para monitorear la mortalidad de los bosques utilizando la transformación Gramham-Schmidt. En el caso nuestro análisis, al ser por medio de la substracción de los NDVI



únicamente utilizamos las bandas 3 (Rojo) y 4 (Infrarrojo Cercano) las cuales se encuentran menos afectadas por la atmósfera. En el caso de la banda 4 correspondiente al infrarrojo cercano, esta se ve afectada significativamente por la absorción del vapor de agua, sin embargo no se han desarrollado métodos adecuados para estimar la influencia del vapor de agua en imágenes de LANDSAT TM y ETM (Liang *et al.* 2001).

Para realizar el análisis de detección de cambio es necesario contar con imágenes de distintos años. Debido a esto obtuvimos imágenes LANDSAT de las tres décadas de análisis (finales 70s y 80s principios 80s, 90s, y 2000 y 2001; Tabla 5). Las imágenes obtenidas para 1978 son de tipo “LANDSAT 3 Multispectral Scanner (MSS)”. Para la década de los noventa obtuvimos tres imágenes que cubren el área de estudio, estas son de tipo “LANDSAT Thematic Mapper (TM)”. La resolución temporal de las imágenes TM abarca desde 1982 hasta la fecha, con intervalos entre cada imagen de alrededor de 16 días. Para la década del 2000 obtuvimos imágenes de tipo LANDSAT 7 (Enhanced Thematic Mapper, ETM) lanzado a órbita en abril de 1999. Las imágenes obtenidas para este estudio se encontraron libres de nubes en un 75 a 89 %. Para eliminar errores por cambios fenológicos en la vegetación, se utilizó la clasificación supervisada para corregir estos en la imagen obtenida por la substracción de los NDVI. Así mismo, previo a la substracción de los NDVIs se realizó un filtro para eliminar las nubes, niebla y el océano.

Tabla 5. Lista de las imágenes o subset de las mismas utilizadas para la detección de cambios, obtenidas en el sitio de Internet GLCF: <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>.

| Localización de la Imagen en GLCF (Path/Row) | LANDSAT | Fecha día/mes/año |
|--|---------------|----------------------|
| 20/46 | MSS LANDSAT 3 | 12/02/76 |
| 20/47 | MSS LANDSAT 3 | 01/02/78 |
| 21/46 | MSS LANDSAT 3 | 15/01/78 |
| 20/47 | MSS LANDSAT 3 | 01/02/78 |
| 19/46 | TM LANDSAT 5 | 16/12/88 |
| 19/47 | TM LANDSAT 5 | 28/11/90 |
| 20/46 | TM LANDSAT 5 | 27/04/88 |
| 20/47 | TM LANDSAT 5 | 27/04/88 |
| 19/46 | ETM LANDSAT 7 | 21/04/00 |
| 19/47 | ETM LANDSAT 7 | 21/04/00 |



| | | |
|--------|---------------|------------|
| 20/ 46 | ETM LANDSAT 7 | 14/ 03/ 01 |
| 20/ 47 | ETM LANDSAT 7 | 27/ 03/ 00 |

Para hacer el análisis de la detección de cambios del total del área de estudio, se realizó la resta de los NDVIs de las imágenes, por ejemplo a la imagen TM se le restó la imagen MSS obteniendo el cambio en la primera década y a la imagen ETM se le restó la imagen TM para obtener la pérdida de selva en la segunda década. De la resta obtuvimos un histograma (Figura 9) en el cual identificamos las zonas de pérdida de selva en -1.5 desviaciones estándar. Posteriormente del grid obtenido mostrando únicamente las áreas de perdida de selva, aplicamos el filtro para eliminar las áreas de selva clasificadas que pudiesen mostrar únicamente cambios fenológicos. El resultado de las cuatro imágenes analizadas fue unido por un mosaico en el programa ERDAS (Figura 10).



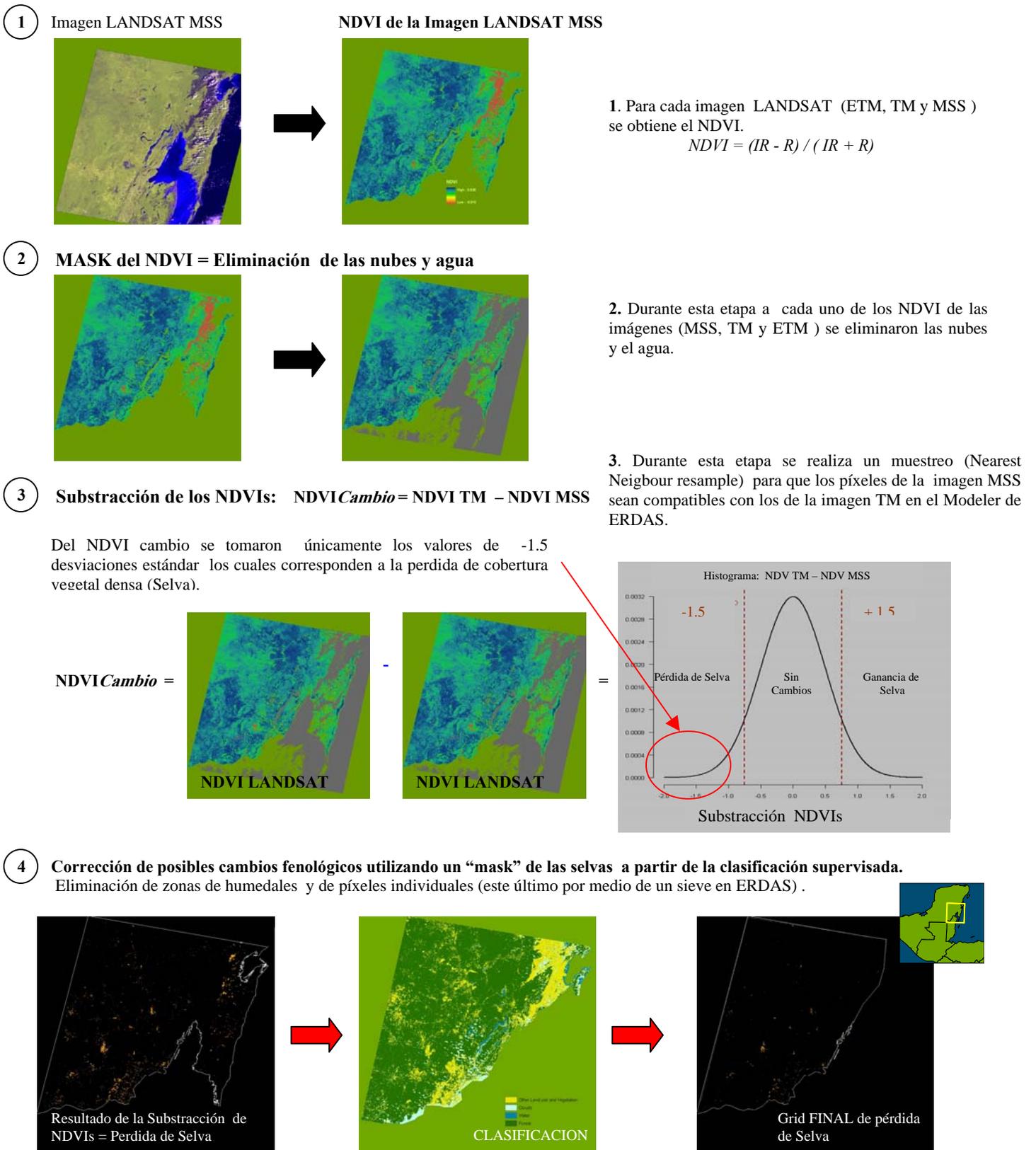


Figura 9. Simplificación de las distintas etapas del método de detección de cambios para estimar la pérdida de selva en los dos periodos de tiempo a analizar para cada conjunto de imágenes.



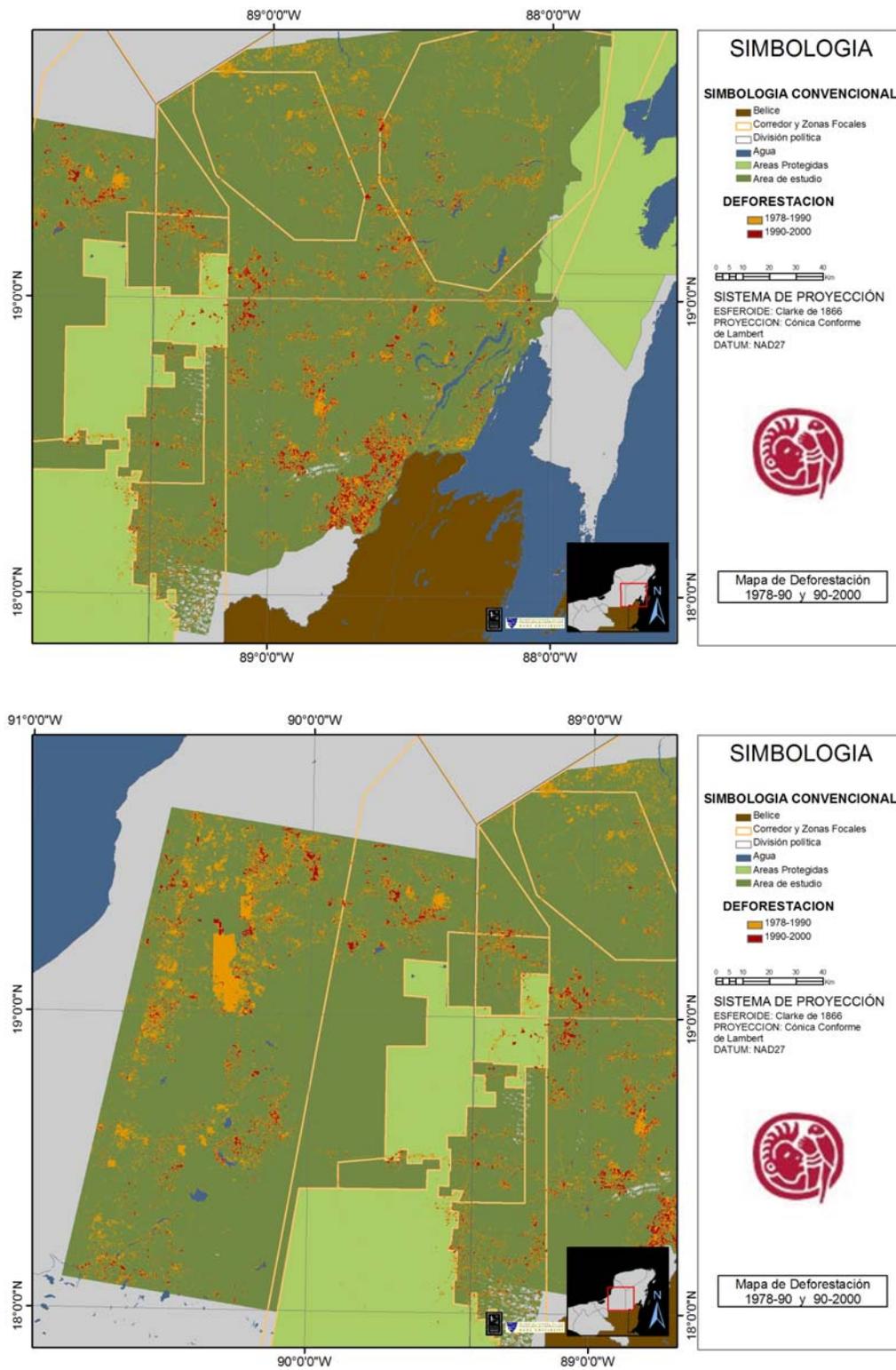


Figura 10. Mosaico de los resultados del análisis de detección de cambios para cada imagen en los dos periodos de tiempo analizados.

ANÁLISIS DE LOS PROMOTORES DE LA DEFORESTACIÓN

A la escala temporal (22 años, de 1978 al 2000) y espacial que este proyecto cubre (alrededor de 44,000 km²), es posible observar los principales patrones de cambio así como inferir los promotores de deforestación que han presentado un efecto a largo plazo en la pérdida de selva en el área de estudio. Para este estudio incluimos un mayor número de variables las cuales no aparecen en los informes previos. Utilizamos variables que generalmente se usan para identificar el efecto de las actividades humanas en las selvas por estudios previos (Alves 2002, Soares-Filho *et al.* 2001). Estas variables fueron densidad poblacional, densidad de carreteras, tenencia de la tierra (dentro o fuera de ejidos), nivel de protección (dentro o fuera de áreas naturales protegidas) y división política (Campeche ó Quintana Roo). Es importante considerar que al trabajar con dichas variables se puede sobre simplificar la estimación de las dinámicas que las actividades humanas ejercen sobre el paisaje. Sin embargo estas variables son la base para entender las relaciones entre las poblaciones humanas y el paisaje (Laurence *et al.* 2002, Soares-Filho *et al.* 2004, Alves 2002, Soares-Filho *et al.* 2001, ~~and~~-y Pfaff 1999). Aunado a esto, estas variables son lo suficientemente sensibles para entender eventos más complejos que promueven la deforestación, tales como subsidios estatales y federales a la ganadería y agricultura, así como otros incentivos. Para reducir los problemas de correlación espacial generamos un muestreo de 16000 puntos al azar los cuales se encontraron a una distancia mínima de 300 m.

La variable dependiente fue la deforestación (y) obtenida a partir del análisis de detección de cambios de 1978 al 2000. Obtuvimos la información del total de la población en todos los poblados legalmente establecidos a partir del censo del 2000 (coberturas proporcionadas por la CONABIO). Para estimar las actividades agropecuarias, utilizamos el mapa de vegetación y uso de suelo que generamos, del cual únicamente se seleccionaron aquellas áreas que se encontraban con uso agrícola durante 1978. Para las carreteras utilizamos el atlas digital de carreteras del (INEGI 1991) y estimamos la densidad de las carreteras a partir de la función Kernel del análisis espacial



de ArcMap. Para establecer la densidad poblacional de una forma espacialmente explícita igualmente utilizamos la función Kernel análisis espacial de ArcMap.

Para entender cuál de estas variables o qué combinación de éstas explica mejor la pérdida de selva, utilizamos un modelo probabilístico de máxima verosimilitud, de tipo binomial. Mediante este modelo es posible evaluar las variables independientes que afectan en mayor proporción la probabilidad de deforestación en la región (variable dependiente) ligada a las primeras a través de una distribución logística. Comparamos 8 modelos mediante el uso del criterio de información de Akaike (AICs). La relación entre la deforestación (probabilidad de deforestación) y las variables independientes se describen a continuación:

$$p(y) = \text{Binom}(n, \theta)$$

$$\text{logit}(\theta) = \mathbf{X}\boldsymbol{\beta}$$

Donde $p(y)$ es la probabilidad de deforestación, $\boldsymbol{\beta}$ es el vector de parámetros del modelo y \mathbf{X} es la matriz de variables independientes: β_c es la densidad de carreteras; β_p densidad poblacional; β_a es el nivel de protección (dentro o fuera de un área protegida); β_t es tenencia de la tierra (fuera o dentro de un ejido) y β_e es la división política. Las dos primeras son variables continuas, mientras que las últimas son variables nominales, por lo que están representadas por una combinación de 1 y 0 (Tabla 6, figura 11).

Tabla 6. Variables independientes utilizadas para el modelo de promotores de la deforestación.

| Nombre variable | Tipo | Descripción |
|------------------------|----------|------------------------------------|
| Densidad de carreteras | Continua | 0 a 1.6 carreteras/km ² |
| Densidad poblacional | Continua | 0 a 249 habitantes/km ² |
| Nivel de protección | Nominal | 1: dentro de ANP, 0: fuera |
| Tenencia de la tierra | Nominal | 1: dentro de ejido, 0: fuera |
| División política | Nominal | 1: Campeche, 0: Q. Roo |



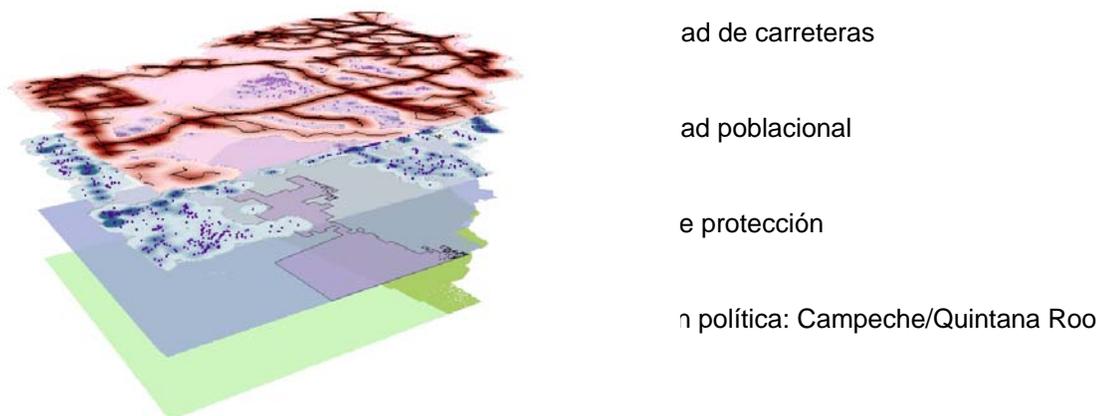


Figura 11. Coberturas de la combinación de variables que resultaron en el mejor modelo para explicar la deforestación en la región.

Para encontrar el modelo que explica la mayor proporción de la variabilidad en los datos, hicimos el análisis de máxima verosimilitud para todas las combinaciones de variables dependientes con el paquete estadístico R. Posteriormente realizamos un bootstrap paramétrico para calcular intervalos de confianza para los parámetros del mejor modelo.

El modelo con el valor menor de AIC fue el modelo asociado con la densidad de carreteras (β_c), nivel de protección (β_a), densidad poblacional (β_p) y división política (β_e). La tabla 6 muestra los resultados del bootstrap paramétrico. Como se puede notar, los parámetros en su mayoría son distintos a cero, por lo que se puede concluir que todos resultan significativos para explicar la probabilidad de deforestación.

Tabla 6. Resultado del bootstrap paramétrico realizado para calcular intervalos de confianza para los parámetros correspondientes al modelo con AIC más bajo.

| Variabes | Promedio | 95% Inferior | 95% Superior |
|-----------------|-----------------|---------------------|---------------------|
| Ord. origen | -3.6269 | -3.784 | -3.466 |
| Carreteras | 2.2336 | 1.915 | 2.555 |
| Poblados | 0.00811 | 0.00371 | 0.0123 |
| ANPs | -1.197 | -2.711 | -1.427 |
| Estado | 0.3797 | 0.2026 | 0.5452 |

ETAPA IV: ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD PARA EL DISEÑO DE CORREDORES DEL JAGUAR.

El término de conectividad se puede utilizar como un concepto funcional o estructural. De acuerdo con Tischendorf ~~and~~-y Fahrig (2000) la conectividad estructural se puede medir a partir del análisis de la estructura del paisaje independientemente de los movimientos y comportamiento de la especie. La conectividad funcional toma en cuenta los movimientos de los individuos así como el comportamiento de la especie, siendo uno de los principales determinantes de estos movimientos la resistencia a la matriz del paisaje (Tischendorf and Farhing 2000). Por ejemplo, tipos de uso de suelo (carreteras, suelo desnudo, cultivos) pueden inhibir o promover el movimiento de una especie entre distintos parches de hábitat (Dawson 1994 y Debinski ~~and~~-y Holt 2000). Los estudios que incorporan medidas funcionales para establecer los tipos de conectividad existentes en el paisaje son muy recientes, sin embargo Cardon *et al.* (2003) muestra la importancia de utilizar medidas funcionales para entender la conectividad del paisaje para una especie. Al comparar métodos estructurales (distancia euclidiana) con métodos funcionales (análisis de menor costo en la matriz del paisaje), encontraron que este último es una mejor medida de conectividad comparada con el otro método. Así mismo diversos autores han utilizado análisis de menor costo en el paisaje para el diseño de corredores (Osborn y Parker 2003, Chardon *et al.* 2003, Meegan ~~and~~-y Maehr 2002). Para determinar las áreas con mejor conectividad para el Jaguar, utilizamos medidas de conectividad funcional, por lo que incluimos la resistencia a los tipos de uso del suelo en la matriz del paisaje. Para su cálculo utilizamos el método de distancia-costo (cost-distance method) y posteriormente, para definir los corredores, utilizamos el análisis del corredor de menor costo (least-cost path analysis) del paquete de GIS ArcMap 9.0 ESRI (2004).



MÉTODOS ETAPA IV

Para determinar la conectividad funcional del Jaguar entre las reservas de SianKaan y Calakmul, utilizamos el modelo del hábitat del jaguar como medida principal de la resistencia de los movimientos de los jaguares en el paisaje. Como se puede observar en el informe correspondiente al tercer cuatrimestre, a partir del análisis por el método de ÁArbolées por Clasificación y Regresión (CART por sus siglas en ingles, *Clasification and Regression Trees*) encontramos que el jaguar evita las carreteras a los 4.3 Km y los poblados a los 6 kms. Así mismo prefriere las selvas, evitando la vegetación secundaria, zonas agrícolas, ganaderas y urbanas. Basándonos en estos resultados y en el mapa de vegetación (figura 4), determinamos los fragmentos mayores basándonos en el haámbito hogareño del jaguar el cual es como mínimo de 60km² (Ceballos y Chávez 2000). Utilizamos FRAGSTATS para identificar los parches iguales o mayores a 60Km², creando dos categorías de parches para el ~~el~~ hábitat potencial del Jaguar (iguales o mayores a 60Km² y menores a 60km²).

A partir de los resultados obtenidos generamos una superficie de costo en el área de estudio. En ésta, cada celda del grid presenta un valor según su distancia a las carreteras y poblados, su presencia en un parche mayor o menor a 60km² así como según el tipo de vegetación. Las celdas que presentaron un valor o costo mayor fueron aquellas que presentaron algún tipo de vegetación que evaden los jaguares, una menor distancia a las carreteras y poblados y se encontraron en un parche menor a 60km². Basándonos en esta superficie de costo, realizamos un análisis de costo por distancia entre la reserva de la biosfera de Calakmul y Sian Ka'an, el cual calcula para cada una de las celdas el menor costo acumulativo de distancia sobre dicha superficie.

Para determinar la conectividad funcional entre dichas reservas y definir dos posibles corredores realizamos el análisis de mínimo costo de conectividad (LCPA, least cost path analysis por sus siglas en Inglés). Este encuentra la conectividad de mínima distancia y costo entre dos polígonos sobre dicha superficie.



RESULTADOS ETAPA IV

Encontramos dos corredores principales para el Jaguar que conectan la Reserva de la Biósfera de Calakmul a la reserva de Sian Ka'an. Como se observa en la figura 12, el corredor "A" (en amarillo) se encuentra dentro de los límites de las áreas focales, para Quintana Roo y el Corredor "B" (en naranja) corre al sur del estado, pasando únicamente por una de las áreas focales.

El hábitat potencial del jaguar resulto encontrarse moderadamente fragmentado para Campeche y altamente fragmentado para Quintana Roo. Sin embargo en Quintana Roo aun quedan parches de considerable tamaño los cuales son importantes para mantener la conectividad entre las dos reservas.

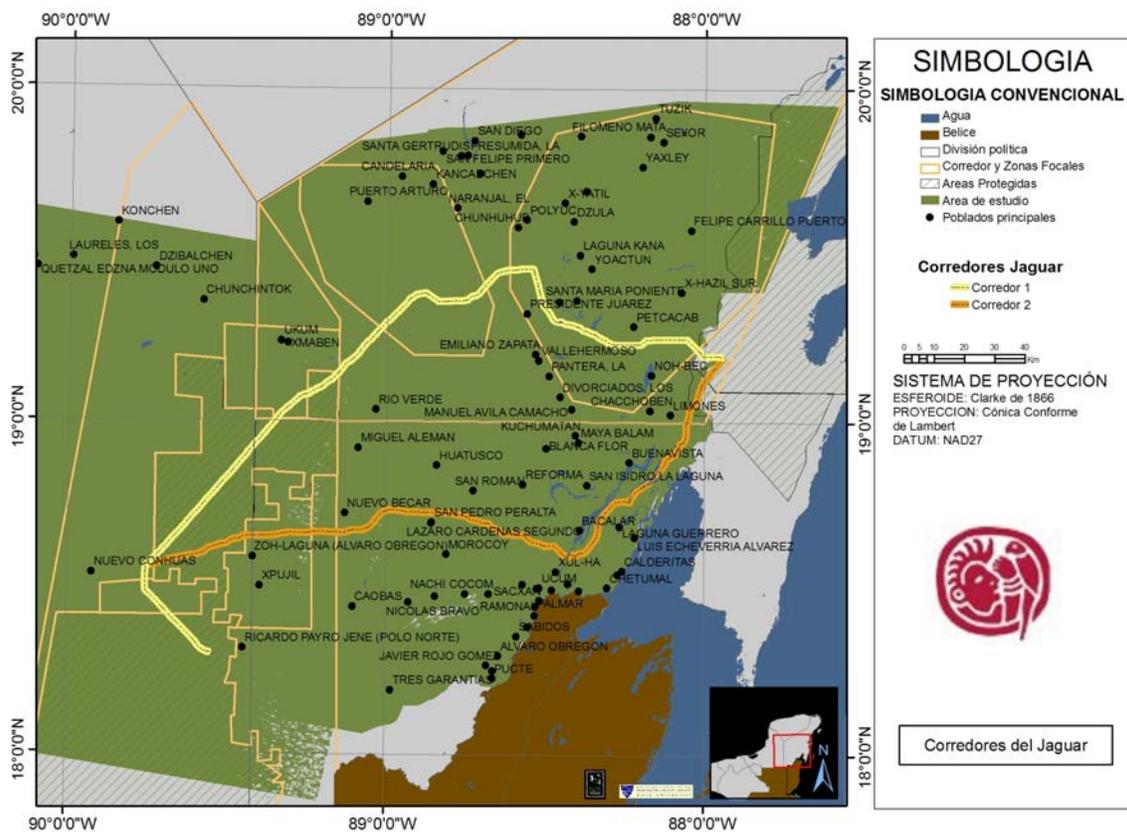


Figura 12. Corredores para el jaguar, resultado del LCPA.



ETAPA V: ZONAS DE RIESGO POTENCIAL PARA EL DETERIORO DEL HÁBITAT DEL JAGUAR Y DE LA CONECTIVIDAD DEL CORRIDOR

Generamos índice de zonas de conflicto utilizando los datos obtenidos de la detección de cambios, la clasificación de la vegetación y la digitalización de las carreteras. Utilizamos los parámetros estimados para la deforestación para construir un mapa de probabilidad de deforestación en toda la región. Extendimos los corredores a un ancho de 10 km (5 km de cada lado de los corredores). Definimos las áreas de conflicto en tres niveles como baja, media, y alta con base en la probabilidad de pérdida de hábitat. Como resultado de unir los análisis del impacto de la presencia humana como de los requerimientos espaciales y de hábitat del jaguar, nos fue posible identificar las zonas con mayor riesgo para el corredor así como para determinar su funcionalidad ecológica. Determinamos que existen nueve zonas de mayor probabilidad de pérdida de hábitat a lo largo de los dos corredores estimados (Figura 13). En la base de los corredores, a la altura del área focal Xpujil – Zoh Laguna, hay dos zonas que definimos con nivel de conflicto medio. Igualmente, a lo largo del corredor B, identificamos zonas de conflicto medio en el área de Nuevo Becar, San Pedro Peralta, en el municipio de Otón P. Blanco, entre Sula y Bacalar y en la zona de Limones. Para el corredor A – el cual coincide con el diseñado por el Corredor Biológico Mesoamericano – las zonas de conflicto se encuentran en el área focal La Montaña y dos en el área focal Carrillo Puerto.



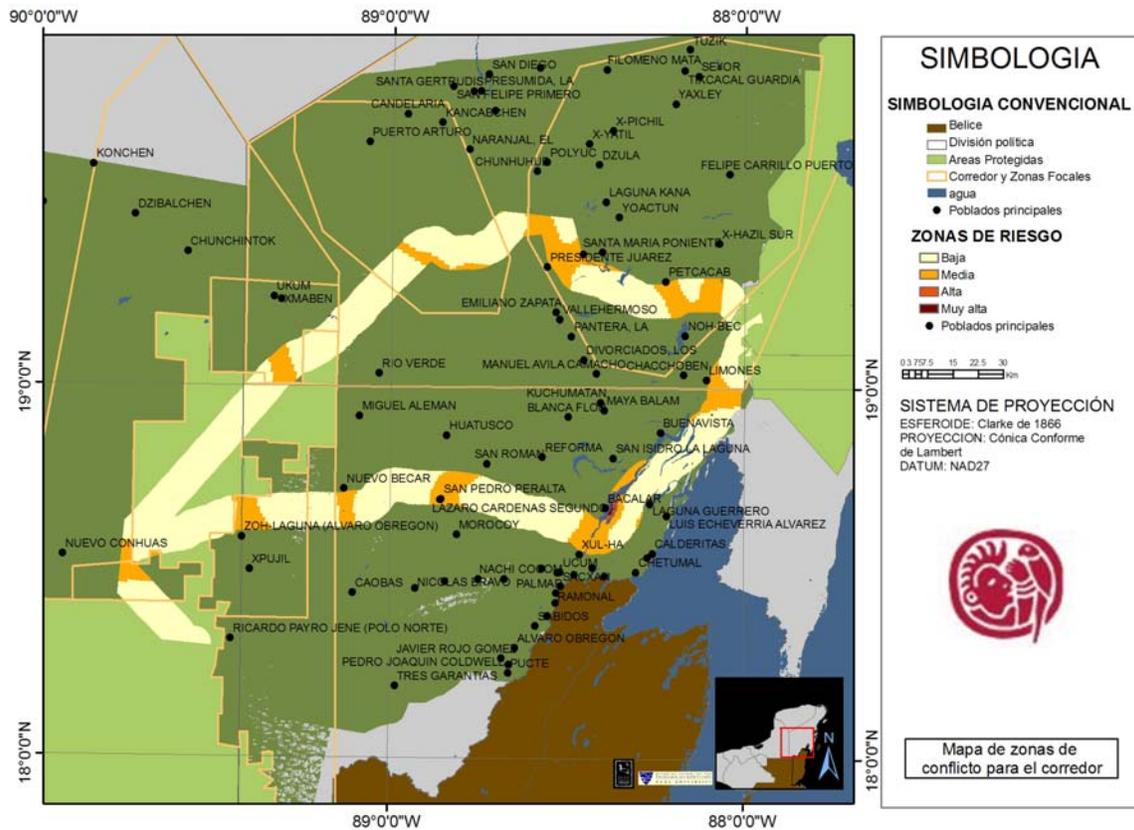


Figura 13. Zonas de conflicto definidas a lo largo de los corredores de jaguar.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

HÁBITAT DE JAGUAR Y FRAGMENTACIÓN

Mucho se ha discutido acerca del papel que los grandes depredadores tienen como especies paraguas e, inclusive, indicadoras. Sin embargo, las evidencias que apoyan estas tesis son pocas. Nuestro análisis de uso de hábitat del jaguar muestra que éstos, al menos para las Selvas Mayas de la Península de Yucatán, se encuentran limitados por la calidad de la selva y por la influencia de las actividades humanas. Al comparar estos resultados con estudios realizados por la Dra Sophie Calmé del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) en Quintana Roo sobre el impacto que las comunidades ejidales tienen sobre la fauna silvestre, encontramos una sorprendente coincidencia. La Dra Calmé ha



encontrado que el radio de impacto de los poblados en la zona sobre la fauna es de 6 km, el cual coincide con nuestros resultados de la distancia a la que los jaguares evitan éstos. Este hecho no sólo resalta la sensibilidad de la especie al ser humano, sino que además provee un mecanismo concreto de la influencia de los poblados sobre la especie, esto es que, en las zonas con alta concentración de poblados, el jaguar parece haber entrado en competencia con los cazadores locales. Es fundamental darle seguimiento a este estudio e, inclusive, extender el diseño del mismo para estudiar otros escenarios.

En cuanto al nivel de fragmentación del hábitat de la especie, podemos ver que la tendencia es a una mayor fragmentación del mismo entre Calakmul y SianKaan. Esto puede verse potenciado si las actividades productivas y la migración continúan con una tendencia similar. Sin embargo en caso de construir nuevas carreteras o distintos servicios de infraestructura las dinámicas de fragmentación y pérdida de selva serán muy distintas y las zonas de riesgo podrán variar en su magnitud o en su localización. Este es el primer estudio el cual integra tanto la historia del uso del suelo en la región como los requerimientos espaciales de un especie paraguas como lo es el jaguar.

ANÁLISIS DE LOS PROMOTORES DE LA DEFORESTACIÓN

En un inicio hicimos el análisis de evaluación de los promotores de la deforestación incluyendo las áreas en las cuales había habido deforestación anteriormente. Como es de esperarse, esto resulta en un argumento circular que no resuelve la causalidad entre la deforestación y las variables que la promueven. De esta forma, decidimos eliminar esta variable del estudio para enfocarnos en aquellas que representan un mecanismo promotor de la deforestación más realista, como la densidad de carreteras, la densidad de población, la presencia de ejidos y áreas naturales protegidas, así como los límites estatales. De estas, la única variable que no resultó relevante fueron los ejidos. De esta forma, el modelo más adecuado para la deforestación sugiere que esta es promovida por una combinación de factores socioeconómicos. Como se ha encontrado en otras áreas (Laurence *et al.* 2002, Hayes *et al.* 2002, Soares-Filho *et al.* 2004, Alves 2002, Soares-Filho *et al.* 2001 y Pfaff 1999), la densidad de carreteras así como la densidad poblacional



fueron determinantes. Sin embargo, estas por sí solas no explicaron las tendencias en la deforestación en la zona. La presencia de áreas naturales protegidas (ANPs) redujo la probabilidad de deforestación, mientras que Campeche mostró una mayor tendencia a la deforestación que Quintana Roo (Ver tabla 6).

De esta forma, estos resultados son también consistentes con estudios realizados en Honduras (Nagendra *et al.* 2003) y Camerún (Mertens *et al.* 2000) en donde encontraron que la densidad poblacional y las carreteras no fueron las variables independientes para la deforestación. Esto resalta la necesidad de desarrollar estudios de cambios de uso de suelo dentro del contexto de los procesos socio económicos. Nuestros resultados sugieren la importancia de las políticas de desarrollo y subsidios inherentes a cada estado. Esto está vinculado con procesos mucho más complejos que la densidad poblacional y las carreteras por si solas.

Debido a lo anterior, los subsidios externos y el manejo de la tierra por los poblados y comunidades son promotores o causantes indirectos de la deforestación en esta región. Los cuales pueden impulsar la extensión de la frontera agropecuaria o el manejo forestal. Es importante señalar que este estudio está enfocado a estudiar los procesos de deforestación y pérdida de hábitat a una escala regional y en un periodo de tiempo muy grande, por lo que no incluyen los promotores locales de la deforestación, como podrían ser el nivel de educación y el ingreso per capita, entre otras.

Debido a la intervención humana en la región, el paisaje cada vez se encuentra mas fragmentado, por lo que resulta cada vez más importante entender la configuración espacial del hábitat de especies en peligro de extinción o amenazadas. Se sabe que cuanto más conectados se encuentran los parches del hábitat de una especie, el riesgo de extinción de las poblaciones de la misma será menor. En un hábitat severamente fragmentado, las especies están sujetas a sobrevivir únicamente dentro de las zonas que consisten en parches que se encuentran lo suficientemente conectados para que los individuos se dispersen (Farhing and Merriam_1985, Hanski 1999, Verboom *et al.* 2001). Debido a esto, es esencial comprender la configuración espacial del hábitat de una o varias especies para poder priorizar las áreas no protegidas en donde se deben de realizar inversiones para la conservación.



ANÁLISIS DE CORREDORES PARA JAGUAR

Encontramos dos corredores funcionales para el jaguar con base en el análisis de conectividad que incluye el tamaño de los parches y su fragmentación, el tipo de vegetación así como el efecto de las carreteras y los poblados. De los dos corredores el corredor A coincide con las áreas focales propuestas por la CONABIO para Quintana Roo. Estas cubren parches importantes de hábitat del jaguar al norte del área de estudio. Sin embargo el corredor B se encuentra únicamente en una de las áreas focales de la CONABIO y muestra tres parches de hábitat potencial importantes para la conectividad de las dos reservas al sur del área de estudio, los cuales presentan un área mayor a los 60km². Esto significa que estos parches no sólo son importantes para mantener conectividad entre las dos reservas, sino que además son lo suficientemente grandes para proveer territorio para el jaguar.

A pesar de la alta fragmentación que encontramos en Quintana Roo, es importante poner especial atención a aquellos parches que proveen conectividad entre las dos reservas así como trabajar directamente con las comunidades y poblados de dichas zonas. A pesar de que el corredor sur (B) no se encuentra dentro de las áreas focales será importante enfocar esfuerzos a las zonas de conectividad para no perder los parches de hábitat potencial que aun existe. El mantener dos áreas de corredores permitirá que la vulnerabilidad de perder la conectividad entre las dos reservas sea mucho menor.

ESTIMACIÓN DE ZONAS DE CONFLICTO

Las zonas de conflicto se concentran principalmente en la parte oeste del área de estudio, al sur del área focal Carrillo Puerto y frente a Limones. Estas zonas resultan de vital importancia para la continuidad del corredor y su funcionamiento. Es por consiguiente fundamental concentrar esfuerzos en estas áreas para asegurar la conservación de especies como el jaguar que requieren de estas vías para su dispersión y el mantenimiento de sus poblaciones.



BIBLIOGRAFÍA

- Alves 2002, Space time dynamics of Deforestation in Brazilian Amazonia, *Int. J. Remote Sensing*, (23), 14:2903-2908.
- Chardon P.J., F. Adriansen and Erick Maticen, Incorporating Landscape elements into connectivity measure: a case study for the Speckled Wood butterfly (*Pararge Megeria L.*)
- Congalton, R. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Dawson D. 1994. Are habitat corridors conduit for animals plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. *English Nature Reserach Report*, 94. English Nature Petesbourg. 89pp.
- Debinski D. M. and Holt R. D. 2000, A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- ERDAS, 1997, ERDAS (v.8.3) Field Guide. 4th ed. ERDAS Inc. Georgia, USA.
- Farhing and Merriam, 1985, Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66:172-78
- Hanski 1999, Habitat connectivity, habitat continuity and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87:209-219.
- Hayes et al. 2002, Analyzing forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of land cover change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve, *Landscape Ecology* 17:299-314.
- Laurence William et al. Predictors of Deforestation in the Brazilian Amazon, *Journal of Biogeography*, 29: 737-748.
- McGarigal K, BJ Marks - Pacific Northwest Research Station, 1995, FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA, Forest Service.
- Meegan R. P. and D. Maehr, 2002, Landscape conservation and regional planning for the Florida panther, *Southeastern Naturalist*, 1(3):217-232.



- Mertens B., W.D. Sunderlin, O. Ndoye and E.F. Lambin, Impact of Macroeconomic Change on Deforestation in South Cameroon: Integration of Household Survey and Remotely-Sensed Data, *World Development*, 28(6); 983-999
- Nagendra H., j. Southworth and C. Tucker, 2003, Accesibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process, *Landscape Ecology*, 18:141-158.
- Osborn E. V. and G. E. Parker, 2003, Linking two elephants refuges with a corridor in the communal lands of Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 41, 68-74.
- Pfaff A., 1999, What drives deforestation in the Brazilian Amazon?, *Journal of Environmental Economics and Management*, 37:26-43
- Ricotta, C., G. Avena, et al. 1999. Mapping and monitoring net primary productivity with AVHRR NDVI time-series: statistical equivalence of cumulative vegetation indices. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54(5): 325-331.
- Rouse, J. W. R. H. Haas, J. A. Schell and D. W. Deering. 1974. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. *Proceedings. Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Greenbelt: NASA SP-351, 3010-3017.*
- Schmidt, H. and A. Karnieli. 2000. Remote sensing of the seasonal variability of vegetation in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments* 45(1): 43-60.
- Soares-Filho et al. 2004, Stimulating the response of land changes to road paving and governance among the major Amazon highway: the Santarem-Cuiba Corridor. *Global Change Biology*, 10:745-764
- Tischendorf L. and Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19.
- Turner II, B. L. et al. 2001. Deforestation in the Southern Yucatán Peninsular Region: an Integrative Approach. *Forest Ecology and Management*. 154:353-370.
- Verboom et al 2001, Introducing key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*, 100:98-01.
- Wilkie, D. S. and J. T. Finn. 1996. *Remote Sensing Imagery for Natural Resources Monitoring*. Columbia University Press. New York.



World Bank (2003). Mesoamerica: a jewel of a partnership.

