

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES**



**EVALUACIÓN DE LA TRANSFORMACIÓN DEL
PAISAJE PARA LA DETERMINACIÓN DE ÁREAS
PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN EN LA REGIÓN
DE UXPANAPA, VERACRUZ.**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN ECOLOGÍA TROPICAL**

PRESENTA:

IRVING URIEL HERNÁNDEZ GÓMEZ

COMITE TUTORIAL:

**DR. EDWARD ALAN ELLIS
DRA. CITLALLI LÓPEZ BINNQUIST
DR. RAFAEL VILLEGAS PATRACA**

DECLARACIÓN

El trabajo de investigación contenido en esta tesis fue desarrollado por **Irving Uriel Hernández Gómez**, como estudiante de la **Maestría en Ecología Tropical** entre agosto de 2010 y julio de 2012, bajo la supervisión del **Dr. Edward Alan Ellis**.

La investigación reportada en esta tesis no ha sido utilizada anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizados para tales fines en el futuro.

Irving Uriel Hernández Gómez
Estudiante

Dr. Edward Alan Ellis
Tutor

ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS

El presente documento: **CAMBIO DE USO DE SUELO Y EVALUACIÓN DE LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE PARA LA DETERMINACIÓN Y CONSERVACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS EN LA REGIÓN UXPANAPA, VERACRUZ.**, realizado por **Irving Uriel Hernández Gómez**, ha sido aprobado y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ecología Tropical.

COMITÉ TUTORIAL

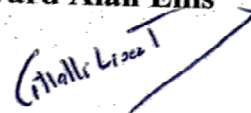
Comité Tutorial

Director:



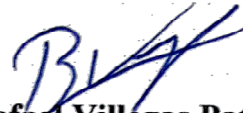
Dr. Edward Alan Ellis

Asesor:



Dra. Citlalli López Binnquist

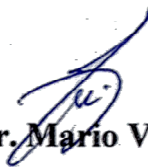
Asesor:



Dr. Rafael Villegas Patraca

Jurado

Presidente:



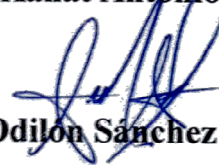
Dr. Mario Vázquez Torres

Secretario:



Dra. Xanat Antonio Némiga

Vocal:



Dr. Odilón Sánchez Sánchez

DEDICATORIA:

A Diosito

A mi madre por ser mí
ejemplo a seguir y apoyarme

MARGARITA

A mi hermano por
guiarme y cuidarme

IVAN

A mi esposa, compañera
y motivadora

MARTHA

A mi hija quien me
dio la fuerza para hacerlo

ISABELLA GUADALUPE

A mis amigos por apoyarme
y aconsejarme siempre.

ELLIS, ARTURO, CESAR, WILL

AGRADECIMIENTOS:

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por financiar la:
Maestría en Ecología Tropical.

Al proyecto CONACYT 108990
por el financiamiento otorgado para la elaboración de esta tesis.

Al comité tutorial por los conocimientos, consejos y tiempo
dedicado para el desarrollo y conclusión de esta investigación.

Dr. Eddie Ellis
Dra. Citlalli López Binnquist
Dr. Rafael Villegas Patraca

Al Laboratorio de Geomática Tropical del Centro de
Investigaciones Tropicales-UV

Al comité Revisor por sus observaciones para la mejora de esta
tesis.

Dra. Xanat Antonio Némiga
Dr. Mario Vázquez Torres
Dr. Odilón Sánchez Sánchez

RESUMEN

En el presente trabajo se emplearon técnicas de teledetección de imágenes y los sistemas de información geográfica (SIG), para identificar los procesos de deforestación y deterioro de las selvas de la región de Uxpanapa. Mediante dichas técnicas de teledetección se obtuvieron los usos del suelo y los cambios suscitados desde 1976 hasta 2009, teniendo como resultado una tasa de deforestación de selvas de 2,02% anual. Adicionalmente, se integró un análisis paisajístico sobre la fragmentación de la selva, en donde se obtuvo como resultado que la vegetación predominante en 1975 era selvática en un 75% del paisaje, mientras que para el año 2009 solo ocupaba el 37%. Los fragmentos de selva aumentaron de 393 con una superficie promedio de 996 ha en 1976 a 732 fragmentos de 266 ha promedio para el 2009. La fragmentación de selvas y el cambio de la matriz predominante de selva en 1976 a potreros en 2009 demuestran el deterioro severo de las selvas en la región de Uxpanapa.

También se realizó un análisis espacial mediante una regresión logística binaria para evaluar factores asociados con la deforestación, encontrándose que la variable más significativa fue la distancia a vías de comunicación, la cual tienen alta probabilidad de influencia ante la deforestación en la región así las zonas de vegetación selvática más lejanas o distantes a las vías de comunicación poseen menor probabilidad de deforestación). Para la regresión logística en su modalidad de “mejor modelo” se tuvo como resultado que las variables: distancia a vías, suelos y grados de pendiente tienen alta probabilidad de haber influido en las zonas deforestadas, mientras que la variable pago por servicios ambientales tiene probabilidad alta para contribuir a la conservación de la vegetación.

Por otra parte y con la finalidad de conocer el potencial de albergar especies de flora como: (ramón y caoba) y fauna como: (jaguar, tapir, mono aullador), se realizaron modelaciones de la distribución potencial de hábitat, de cada una de las especies mencionadas para el sureste de México, mediante la aplicación “Maxent”. Encontrando que la región de estudio destaca con la distribución potencial de la caoba, y el mono aullador, y en regiones más puntuales destacan las especies de tapir, jaguar y ramón.

Por último se realizó un modelación con Marxan, utilizando las variables uso de suelo y vegetación 2009, puntos georeferenciados de fauna (tapir y jaguar) y polígonos de los pagos por servicios ambientales que se han obtenido para la región del 2003 al 2010., encontrándose que las zonas con vegetación de tipo selva y con elevaciones superiores a los 200msnm fueron las óptimas para ser conservadas en los tres modelos.

INDICE

1.- Introducción	1
2.- Antecedentes	4
2.1.- Deforestación en México	4
2.2.- Análisis de cambio de cobertura de uso de suelo	8
2.2.1.-Evaluación y modelación de factores asociados con procesos de cambio de uso de suelo, mediante regresión logística binaria (una herramienta que muestra las posibles causas que inducen en la pérdida de la superficie forestal).	13
2.3.- Ecología del paisaje	15
2.4.- Modelación de distribución potencial de especies	20
2.5.-Evaluación y modelación de áreas prioritarias para la conservación	25
3.- Objetivo general	27
3.1.-Objetivos específicos	27
4.- Preguntas De Investigación	28
5.- Métodos	28
5.1.- Descripción de la zona de estudio	28
5.2.- Revisión de bibliografía histórica-social	32
5.3.- Desarrollo de base de datos geográfico (SIG)	32
5.4.- Análisis de cambio de cobertura de vegetación y uso de suelo (1976 – 2009)	33
5.4.1.- Procesamiento de imágenes	33
5.4.2.- Clasificación supervisada	35
5.4.3.- Análisis de certeza kappa (Kappa statistic)	36
5.4.4.- -Análisis de cambios multi-temporales	38
5.5.- Evaluación de factores ambientales y socioeconómicos asociados a la deforestación	39
5.5.1.- Modelación espacial mediante regresión logística binaria	39
5.5.2.- Evaluación estadística de relación de PSA y deforestación	42
5.5.3- Análisis de transformación y conectividad del paisaje	43
5.6.- Determinación de áreas prioritarias para la conservación	46
5.6.1.-Modelación de especies como objeto de conservación (MAXENT)	46

5.7.- Modelación de zonas prioritarias a conservar (MARXAN)	50
6.- Resultados	54
6.1.- Descripción histórica-social	54
6.1.1.- Colonización y población	54
6.1.2.-Desarrollo económico	61
6.1.3.- Deforestación y conservación	65
6.2.- Clasificación de vegetación y uso del suelo (1976, 1990, 2000 y 2009)	67
6.2.1.- Análisis Cohen Kappa y matriz de confusión	70
6.2.2.- Cambios de uso del suelo periodo 1976 – 1990	70
6.2.3 Cambios de uso del suelo periodo 1990 – 2000	71
6.2.4.- Cambios de uso del suelo periodo 2000 – 2009	72
6.3.- Modelación espacial de factores asociados a la deforestación (regresión logística binaria).	74
6.3.1.- Comparación de la tasa de deforestación en ejidos con y sin PSA (Pago Por Servicios Ambientales) mediante la prueba T Student	77
6.4.- Análisis del paisaje (fragmentación y conectividad).	79
6.4.1-Fragmentación	79
6.4.2.- Conectividad (CONEFOR SENSINODE)	81
6.5.- Distribución potencial mediante la aplicación máxima entropía (MAXENT)	86
6.5.1.- Distribución potencial de <i>Panthera onca</i> (jaguar)	87
6.5.2.-Distribución potencial de <i>Alouatta palliata</i> <i>mexicana</i> (mono aullador)	90
6.5.3.- Distribución potencial de <i>Tapirus bairdii</i> (tapir)	92
6.5.4.-Distribución potencial de <i>Brosimum alicastrum</i> (ramón)	95
6.5.5.-Distribución potencial de <i>Swietenia macrophylla</i> (caoba)	98
6.6.- Modelación mediante la herramienta MARXAN	101
6.6.1.-Modelación 1) Modelación con MARXAN para la variable de vegetación y uso de suelo del 2009	101
6.6.2.- Modelación 2) Modelación con MARXAN para las variables de vegetación y uso de suelo del 2009 y fauna (tapir y jaguar) de la región de Uxpanapa, Veracruz.	103
6.6.3.- Modelación 3) Modelación con MARXAN para las variables de: vegetación y uso de suelo del 2009, fauna (tapir y jaguar),	105

el buffer de las localidades a 2km. y las superficies con pago por servicios ambientales 2003 – 2010 de la región de Uxpanapa, Veracruz.	
7.- Discusión	107
8.- Conclusiones	115
9.- Bibliografía	117
10.- Anexos	142

Índice de figuras.

	Nombre	Pagina
Figura 1	Mapa de distribución de los procesos de cambios del sureste de México (1978-2000)	6
Figura 2	Mapa donde se muestra la región de Uxpanapa, como una zona con deforestación	7
Figura 3	Mapas de amenazas a la biodiversidad y áreas prioritarias para la conservación	7
Figura 4	Localización de la región de Uxpanapa y área de estudio	29
Figura 5	Capas que se usaron para la elaboración del análisis espacial	41
Figura 6	Corroboración de no correlación en el análisis estadístico	42
Figura 7	Sucesos históricos importantes positivos y negativos hacia la degradación de las selvas y conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz.	55
Figura 8	Distribución de los poblados en Uxpanapa, 1974.	58
Figura 9	Clasificaciones de usos de suelo y vegetación, en Uxpanapa, Veracruz.	68
Figura 10	Comportamiento del Uso de Suelo y Vegetación por superficie de ocupación en hectáreas.	68
Figura 11	Cambio en uso del suelo de 1976 al 1990 en la región de Uxpanapa, Veracruz.	71
Figura 12	Cambio del uso del suelo de 1990 al 2000 en la región de Uxpanapa, Veracruz.	72
Figura 13	Cambio de uso de suelo del 2000 al 2009 en la región de Uxpanapa, Veracruz	73
Figura 14	Cambios de usos de suelo por periodos, para la región de Uxpanapa, Veracruz.	74
Figura 15	Número de fragmentos y superficie de selva, vegetación secundaria y potrero entre 1976 y 2009.	80
Figura 16	Comportamiento de las categorías por áreas para cada año de estudio.	82
Figura 17	Conectividad en el paisaje de la Región de Uxpanapa, Veracruz, en 1976.	83
Figura 18	Conectividad en el paisaje de la Región de Uxpanapa, Veracruz, en 1990.	83
Figura 19	Conectividad en el paisaje de la Región de Uxpanapa, Veracruz, en 2000.	83
Figura 20	Conectividad en el paisaje de la Región de Uxpanapa, Veracruz, en 2009.	83
Figura 21	Zonificación del modelo MAXENT para el Sureste de México	86
Figura 22	Modelación potencial de hábitat de <i>Panthera onca</i>	88
Figura 23	Modelación potencial de hábitat de <i>Alouatta palliata</i>	90

Figura 24	Modelación potencial de hábitat de <i>Tapirus bairdii mexicana</i>	93
Figura 25	Modelación potencial de hábitat de <i>Brosimum alicastrum</i>	96
Figura 26	Modelación potencial de hábitat de <i>Swietenia macrophylla</i>	99
Figura 27	Sitios prioritarios para conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz, con la capa de uso de suelo y vegetación 2009	102
Figura 28	Sitios prioritarios para conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz, con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar y tapir)	104
Figura 29	Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir), amortiguador de las localidades (2km) de INEGI 2005, y los polígonos del pago por servicios ambientales 2003 – 2010.	106

Índice de tablas

	Nombre	Página
Tabla 1	Tasa de deforestación de ecosistemas en México	4
Tabla 2	Datos y fuentes cartográficas para la elaboración de mapas	33
Tabla 3	Categoría de concordancias de validación para el coeficiente Kappa	37
Tabla 4	Variables empleadas en la Regresión Logística	40
Tabla 5	Variables utilizadas para la modelación de la distribución potencial de especies con Maxent.	48
Tabla 6	Variables ocupadas para la modelación de áreas prioritarias a conservar con Marxan	51
Tabla 7	Número de habitantes por poblado en 1983	58
Tabla 8	Habitantes del municipio de Uxpanapa, Veracruz	61
Tabla 9	Tasa de crecimiento para el municipio de Uxpanapa, Veracruz.	61
Tabla 10	Superficie de las Clases de Uso de Suelo y Vegetación	69
Tabla 11	Matriz de confusión o comprobación Kappa	70
Tabla 12	Cambios en la cobertura arbórea y tasas de deforestación en la región de Uxpanapa, Veracruz para los periodos 1976 a 1990, 1990 a 2000 y 2000 a 2009.	73
Tabla 13	Frecuencias de puntos para las variables Forestado (con vegetación selvática) y Deforestado (cítricos, acahuales, hulares, potreros).	75
Tabla 14	Resultado de la significancia de la regresión logística binaria para las 9 variables, en Uxpanapa, Veracruz.	75
Tabla 15	Regresión Logística Binaria de Uxpanapa, Veracruz para el año 2009	76
Tabla 16	Resultado de la significancia de la regresión logística binaria para las 9 variables, en Uxpanapa, Veracruz	76
Tabla 17	Variables más significativas en el mejor modelo de la regresión logística binaria y sus respectivos valores de $Pr > Chi^2$ para Uxpanapa, Veracruz en el 2009	77
Tabla 18	Comparación mediante la prueba Tstudent de las tasas de deforestación de los Ejidos que tienen PSA contra los que no tienen PSA para el periodo 2003 – 2010	78
Tabla 19	Resultados de la fragmentación por fechas para la región de Uxpanapa, Veracruz.	80
Tabla 20	Superficies totales de las clases (Alta, Media, Baja) del índice de conectividad	82
Tabla 21	Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del jaguar.	89
Tabla 22	Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del mono aullador	91
Tabla 23	Porcentajes de contribución de las variables en el	94

	modelo de distribución del tapir.		
Tabla 24	Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del árbol ramón.	97
Tabla 25	Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del árbol de caoba.	100
Tabla 26	Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009.	102
Tabla 27	Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir)	104
Tabla 28	Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir), amortiguador de las localidades (2km) de INEGI 2005, y los polígonos del pago por servicios ambientales 2003 – 2010.	106

1.- INTRODUCCIÓN

La transformación acelerada de las superficies forestales en áreas de uso agropecuario o urbano ha sido uno de los procesos de cambio más preocupantes en varias regiones del país durante los últimos 30 años (Landa *et al.*, 1998; Velásquez *et al.*, 2002; Salazar *et al.*, 2004). La disminución de la vegetación forestal puede ocasionar diversas alteraciones en una región, tales como la reducción de la recarga de mantos acuíferos, el incremento de la tasa de erosión, el aumento de la tasa de azolve de presas y lagos, el aumento de inundaciones causadas por el desbordamiento de ríos, la pérdida de recursos forestales y biodiversidad y el cambio de las condiciones climáticas locales (Mahar, *et al.*, 1994; Lambin, 1994; Masera, 1996; Spellerberg, 1996; Ordóñez *et al.*, 2000, Velázquez, *et al.*, 2003).

El cambio de ocupación de suelo de zonas selváticas para uso agrícola y ganadero, ha sido un proceso que ha ido en aumento en México en los últimos 50 años, un ejemplo claro es el de los años 1980s y 1990s donde el país ocupó el décimo lugar en deforestación de su territorio conservado (FAO, 2006). Para el 2005 México ocupaba el quinto lugar con más selvas tropicales a nivel mundial, sin embargo, para ese mismo año, también fue el cuarto lugar en superficie deforestada y tercero entre los países tropicales. Siguiendo una tasa de deforestación constante superior a 1% podría propiciar la desaparición de la superficie forestal en los siguientes 80 años (Lambin, 1994; Mahar, *et al.*, 1994; Spellerberg, 1996; Velázquez, *et al.*, 2003; FAO, 2006).

En la actualidad (FRA – FAO, 2010) menciona que las principales causas de la deforestación en México son provocadas por la conversión del uso del suelo para destinarse hacia actividades como la agropecuaria, así como para el desarrollo urbano y de infraestructura (líneas de transmisión eléctricas, carreteras, plantas hidroeléctricas, entre otros.) Aunado a estos factores se suma, la tala clandestina y los incendios forestales, los cuales vuelven más susceptibles a los predios forestales de sufrir cambio de uso de suelo. La FAO en el 2010 también menciona que la tasa de deforestación del 2000 al 2010 fue de -0.30; sin embargo Céspedes-Flores y Moreno-Sanchez (2010) reportaron una tasa anual de deforestación de 2.2% basada en los datos de CONAFOR 2003.

Los análisis sobre la dinámica de los cambios en la ocupación del suelo y la deforestación son de gran importancia, ya que esto da a conocer las tendencias de los procesos de degradación y pérdida de la biodiversidad de un paisaje determinado y al mismo tiempo que se pueden realizar planeaciones o mediadas de conservación en zonas altamente degradadas (Van Lynden y Oldeman, 1997).

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 estos procesos 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 de distribución de especies como objetos de conservación o de priorización de áreas a conservar, se han convertido en herramientas comúnmente utilizados y efectivos para analizar el estado de conservación de los hábitats de las especies y conocer sus amenazas frente a los graves impactos humanos, así como para la regionalización y planeación de zonas prioritarias a conservar (Hirzel *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006).

El proceso de deforestación y degradación de las selvas de Uxpanapa, comenzó a partir de la década de 1970, en donde una propuesta fallida realizada para darle crecimiento económico y de comunicación a la región, dirigida por la Comisión del Papaloapan, se enfocó en el cambio de uso de suelo de las Selvas a uso agrícola-ganadero y en la reubicación de indígenas mazatecos y chinantecos provenientes de zonas donde se desarrollaron presas como la Presa Miguel Alemán (Ewell, *et al.*, 1980; Gómez-Pompa, 1979). Posteriormente apoyos destinados hacia la agricultura y ganadería por parte del gobierno, el crecimiento poblacional, la poca vigilancia hacia la deforestación, y el descontrol para hacer el cambio de uso de suelo continuaron deteriorando la región como en muchas otras partes selváticas de México, como en la Selva Lacandona en Chiapas (De Jong *et al.*, 2000).

En el 2010 la región de Uxpanapa, fue propuesta para ser Área Natural Protegida por la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), sin embargo hasta la fecha la

carencia de estudios biológicos y sociales así como la falta de regionalización de la zona para decretar áreas prioritarias a conservar en la región de Uxpanapa, y Chimalapas, Oax., han impedido la implementación formal de la ANP o estrategias de conservación efectivas en la región de Uxpanapa en Veracruz.

En este trabajo de investigación se presentan los resultados obtenidos de la evaluación de los procesos de deforestación y deterioro de las selvas en la región de Uxpanapa, en el estado de Veracruz, México., entre los años 1976, y 2009. Adicionalmente, se integró un análisis paisajístico de la selva de la región cuantificando la fragmentación y conectividad de la zona. Por otro lado se realizaron modelos de distribución de algunas especies claves para la conservación en esta región mediante la herramienta MAXENT incluyendo especies de fauna (jaguar, tapir, mono aullador) y flora (ramón, caoba), para conocer el potencial de la zona para albergar estas especies.

Por último se utilizó un modelo de optimización llamado MARXAN, integrando los resultados de cobertura de vegetación, fragmentación y conectividad, como la presencia o distribución de especies claves como objetos de conservación, para cumplir uno de los objetivos más importantes de la investigación que es el de conocer cuáles son las zonas potenciales a conservar en la zona. Los modelos de optimización MARXAN brindan resultados que han sido utilizados para la toma de decisiones tanto en la selección y zonificación de sitios prioritarios como en la configuración de redes de áreas protegidas en países como Canadá y Estados Unidos. (Ardron *et al.*, 2008; Ball I. 2000; Possingham *et al.*, 2000).

2.- ANTECEDENTES

2.1.- DEFORESTACIÓN EN MÉXICO

México, al estar nominado como uno de los países biológicamente megadiversos, es también uno de los más notados en los procesos de deterioro y pérdida de los recursos forestales en el país (Mittermeier y Goettsch, 1992; Koleff y Soberon *et al.* 2008). Por ende, existen múltiples reportes, tanto académicos como gubernamentales, que cuantifican un preocupante proceso de deforestación en México (Tabla 1). Aunque dichos registros presentan mucha variación y por lo mismo su certeza es cuestionable, esto no deja de lado que las tasas de deforestación reportadas para México sean muy altas. Por ejemplo un estudio basado en un análisis de la cartografía existente a nivel nacional para el periodo de 1976 y 2000, reporta una tasa de deforestación a nivel nacional de 0.43 %, con una pérdida anual de 545, 000 ha, con un margen de error de (\pm 50, 000 ha) (Velázquez *et al.*, 2002; Mas *et al.*, 2004).

La FAO en su reporte de Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales del 2010 menciona que algunas de las principales causas en la deforestación en México son: los cambios de uso del suelo para destinarlos a actividades como a las prácticas agropecuarias, así como para la creación o ampliación del desarrollo urbano y la implementación de nueva infraestructura (líneas de transmisión eléctricas, carreteras, plantas hidroeléctricas, entre otros.), todo esto aunado a la tala clandestina y los incendios forestales, los cuales propician una mayor susceptibilidad a los predios forestales de sufrir un cambio de uso de suelo (FAO, 2010).

Tabla 1.- Tasa de deforestación de ecosistemas en México

Fuentes	Periodo	Tasa(miles ha/año)
FAO (2010)	2005 – 2010	148
CONAFOR (2009)	1990 – 2000	348
SEMARNAT (2006)	2001 – 2006	365
FRA (2005)	2000 – 2005	260
CONAFOR (2004)	1993 – 2002	260
Velázquez <i>et al.</i> (2002)	1976 a 2000 – 1993 a 2000	554
Castillo <i>et al.</i> (1998)	1972 – 1995	746
FAO (1997)	1980 – 1995	508
FAO (1995)	1990 – 1995	678
SARH (1994)	1992 – 1994	370

SARH (1992)	1991 – 1992	365
Masera <i>et al.</i> (1992)	1987 – 1991	668
FRA (1990)	1970 – 1980	365
Myers (1989)	1980 – 1989	700
Repetto (1988)	1981 – 1985	460
INF (1978)	1940 – 1977	397

La disminución de la cobertura forestal en el país es preocupante, los datos indican que México mantiene un aproximado de 0.5 ha de cubierta forestal por habitante, sin embargo una modelación de predicción mostró que para el 2025 la cubierta forestal por habitante será de tan solo 0.3 ha (Velázquez *et al.*, 2001; Mas *et al.*, 2004). Es importante señalar que en algunas partes de México hay zonas con manejo forestal comunitario que han logrado mitigar el proceso de deforestación (Merino y Segura 2002; Durán, 2005; Ellis y Porter, 2008).

En el sureste de México, se mantiene la mayor extensión de remanentes de selvas caducifolias y subcaducifolias, perennifolias y subperennifolias, manglares y vegetación hidrófita de todo el país, además de que se alberga una elevada diversidad de flora y fauna (Mittermeier y Goettsch, 1992). Las condiciones biogeográficas en las que se encuentra sumergida esta región le permite sobresalir como una zona de alta biodiversidad a nivel mundial, sin embargo está pasando por un severo problema de deforestación lo que a su vez propicia una inmensa crisis ambiental (Tudela, 1989; Myers, 1989; Villafuerte *et al.*, 1993).

En una publicación sobre la distribución de los procesos de cambios del sureste de México (1978-2000) de Díaz-Gallegos *et al.* (2006), muestran una tasa de deforestación de pérdida anual (-0.7%), registrando cambios principalmente en las selvas perennifolias y subperennifolias (Figura 1). Estos cambios se ubicaron principalmente en Quintana Roo, Yucatán, Campeche y en el norte y Los Altos de Chiapas. Más aún, se logra apreciar la deforestación en la región de Uxpanapa que también ha sido alterada por los cambio de uso de suelo (Díaz-Gallegos *et al.* 2006).

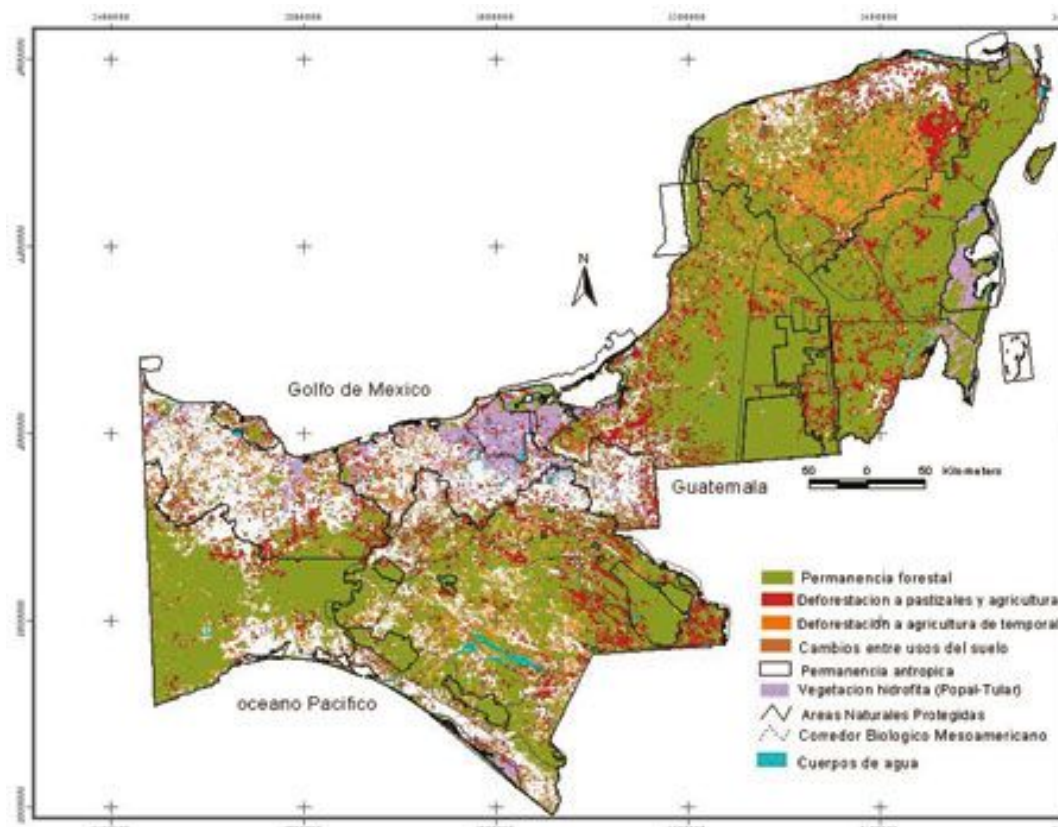


Figura 1. Mapa de distribución de los procesos de cambios en la cobertura vegetal del sureste de México (1978-2000), (Díaz-Gallegos *et al.* 2006).

La deforestación en el estado de Veracruz, para el año 2000, el 18% de la superficie total mantenía su vegetación original y quedando apenas el 8 % de su vegetación primaria aun no ha sido alterada (Geist y Lambien, 2001). El incremento en el deterioro de los ecosistemas forestales del estado ha sido ocasionado por procesos de desarrollo, en donde el principal causante de la degradación ha sido la ganadería extensiva y los distintos cultivos comerciales. En los últimos 50 años se ha perdido la mayor parte de la cubierta forestal original, quedando para el 2007 cerca del 9 %, además que en el 10 % del territorio Veracruzano existen problemas de pérdida de suelo en grado severo (ver GREENPEACE 2013, (<http://www.greenpeace.org/mexico/es/Campanas/Bosques/Geografia-de-la-deforestacion/Veracruz/>).

Un ejemplo documentado de la deforestación en Veracruz, es el caso de Los Tuxtlas. La primera estimación de la deforestación en esta zona señala que en la porción norte de la sierra, la selva se redujo en un 56% entre 1967 y 1986. Para ese periodo había desaparecido 84% de la vegetación original en el macizo del volcán San Martín Tuxtla. Si se extrapola la tasa de deforestación de 4.3 por ciento reportada por el estudio en ese

periodo, hacia la década de 2020 sólo quedará 8.7% de la vegetación natural que existía en 1960 (Dirzo, R. y García, M.C. 1992; Greenpeace, 2010).

Otro ejemplo claro de degradación y pérdida de cobertura forestal en el Estado es la región de Uxpanapa. En esta zona se tiene una deforestación anual del 10% de vegetación selvática (Vaca, 2012) (Figura 2). Ellis *et al.* (2011) en su publicación de Focos rojos para la conservación de la biodiversidad (Figura 3) muestra como la infraestructura de los caminos son los que se asocian con la deforestación y la amenaza de cambio de uso de suelo en la región. Por su mayor superficie contigua de selvas en el Estado de Veracruz, la región de Uxpanapa debe ser tomada en cuenta como área prioritaria para su conservación, destacando como la primera en importancia para la conservación de biodiversidad en la entidad (Figura 3) (Ellis, *et al.*, 2006; Martínez-Bello, 2008).

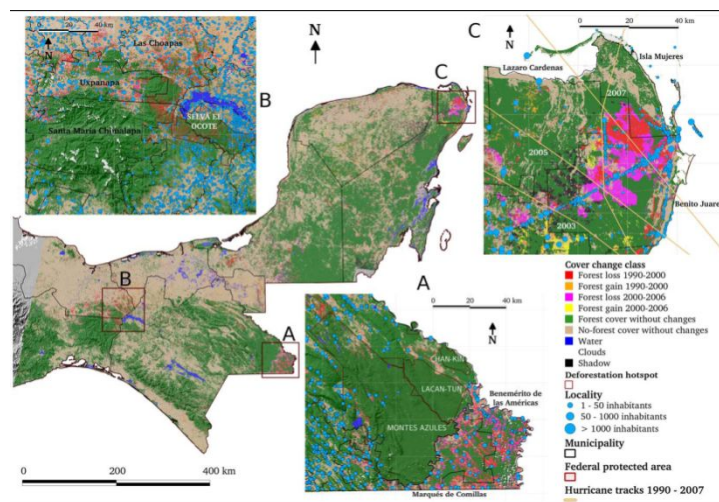


Figura 2. Mapa donde se muestra la deforestación en la región de Uxpanapa (Vaca, 2012).

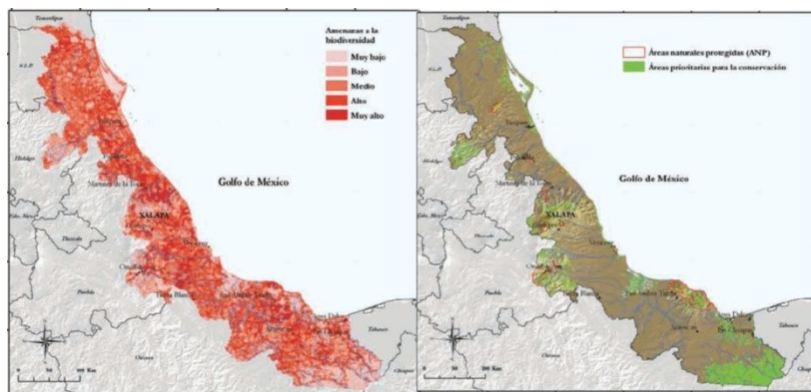


Figura 3. El mapa de la Izquierda muestra las Amenazas a la Biodiversidad, y el de la derecha muestra las Áreas prioritarias para la conservación y las Áreas Naturales Protegidas para el estado de Veracruz. (Ellis *et al.*, 2011).

2.2.- ANÁLISIS DE CAMBIO DE COBERTURA DE USO DE SUELO

Vitousek *et al.* (1997) documentaron que los análisis de cambio y cobertura de uso de suelo y vegetación permiten evaluar las tendencias y los procesos de como la deforestación fomenta la degradación de ecosistemas forestales, así como la desertificación y en general, la pérdida del capital natural y por ende el cultural. Por lo tanto, desde una perspectiva académica-investigativa resulta obvia la relevancia de datos de cambio de cobertura y uso del suelo, siendo su punto fundamental el documentar los procesos antes descritos (Mas y Fernández, 2003).

En los análisis que se realizan para la planificación territorial y el cambio de uso de suelo es fundamental el uso de las diferentes disciplinas de la Geomática, debido a que estas técnicas sirven para caracterizar espacial y temporalmente las dinámicas del paisaje con cierta precisión y detalle, esto con el objetivo de generar conocimiento útil en la planeación y ordenamiento del territorio (Franklin, 2001; Herrera, 2001; Gómez, 2001; Chuvieco, 2008).

El método más utilizado para el análisis de cambio de uso de suelo es la teledetección, la cual ha demostrado ser una herramienta muy eficiente, en la detección de los cambios en el uso del suelo y los ocasionados en el medio natural (inundaciones, deslaves, hundimiento de suelo, erosión, etc.) y el humano (Carreteras, centros urbanos, etc.), proporcionando como resultado una visión integral de la dinámica espacio-temporal de la cobertura y los patrones del uso del suelo, que a su vez contribuyen con ello a la formulación de políticas de desarrollo regional (Treitz y Rogan, 2004). Por lo tanto, las técnicas aplicada de la geomática son una herramienta útil que ayuda a detectar los cambios de uso del suelo de manera oportuna y precisa y da a entender las principales relaciones e interacciones entre el ser humano y los fenómenos naturales (López *et al.*, 2001; Eastman, 2003; Lu *et al.*, 2004), lo que a su vez sirve para tomar las medidas necesarias para contrarrestar los cambios o impactos negativos al medio ambiente.

Para la realización de los análisis de cambio de uso del suelo, la literatura sugiere tres criterios de clasificación de los métodos existentes. El primero está fundamentado en la técnica empleada para detectar el cambio, mismo que puede estar ligado a un cambio en la reflectividad o en las texturas de la imagen, las cuales son separables y afectadas por

las limitaciones espaciales, espectrales, temáticas y temporales (Lu *et al.* 2004), este a su vez incluye los métodos de: 1) álgebra de mapas; 2) transformaciones matemáticas; 3) post-clasificación; y 4) modelación (evaluación multicriterio). El segundo criterio se basa principalmente en la temporalidad de la información (Eastman, 2003) el cual abarca: 1) análisis bitemporal (imágenes de dos fechas); 2) análisis multitemporal (varias fechas o series de tiempo); y 3) predicción de cambios a futuro (modelación de la predicción de los cambios), y por último el tercer criterios de clasificación está fundamentado en el tipo de datos (Chuvienco, 2000), los cuales pueden clasificar en Análisis de datos continuos y datos categóricos, en donde los primeros incluyen las metodologías numéricas como: Álgebra de mapas, transformaciones matemáticas y modelación; mientras que los datos categóricos se basan en una post-clasificación con matrices de cambio o a través de cadenas de Markov,. A continuación se explican estos métodos con más detalle:

A) Álgebra de mapas: este consiste en el uso de operaciones aritméticas básicas (suma, resta, multiplicación y división) para realizar un análisis de datos espaciales. Tiene la capacidad de crear nuevas funciones, así como también de relacionar los atributos por la superposición de funciones de dos capas. Por lo tanto cada capa de entrada se combinara para crear nuevas funciones de salida. Sin embargo una de las desventajas del álgebra de mapas en la detección del cambio, es la dificultad para seleccionar los umbrales al considerar que las variaciones numéricas no sean afectadas por cambios estacionales o por cambios propios inherentes a la escena de la imagen. En este método se pueden incluir técnicas como diferencia entre imágenes, regresión entre imágenes, proporción de imágenes, diferencias de índices de vegetación (NDVI), análisis de vectores de cambio y sustracción de fondo. Todos estos algoritmos detectan los cambios mayores de ciertos umbrales identificados y proporcionan la información del cambio cuantitativamente (USGS, 1999; Azocar, Sahueza y Henríquez, 2003; Compas, 2007; Zhang, *et al.*, 2007; Chuvienco, 2008).

B) Transformación: Este método de análisis espacial cambiante (o de transformación) de entidades originales mediante combinaciones, utiliza básicamente principios y reglas geométricas, aritméticas o lógicas, así como también realiza conversiones de datos vectoriales a ráster y viceversa, con el objetivo de mejorar la discriminación de algunos aspectos temáticos dentro de la imagen y de la disposición de los datos de manera que

sean evidentes los fenómenos de interés. La principal ventaja de estos métodos es que minimizan la redundancia entre bandas. Sin embargo, estos análisis no pueden proporcionar matrices de cambio suficientemente detalladas, por lo que requieren la elección de umbrales para identificar las áreas de cambio, teniendo dificultad en la interpretación e identificación de la información del cambio sobre las imágenes ya transformadas. Además este método incluye transformaciones multivariadas tales como análisis de componentes principales, índice de vegetación (NDVI), entre otros (Lasaponara, 2005; Kumar *et al.*, 2007).

C) Post-clasificación: Este es un método generalizado, el cual consiste en agrupar los rasgos geográficos o naturales en clases o categorías de acuerdo a sus características comunes, por tanto, una simplificación del mapa. Este proceso se inicia con el agrupamiento de los píxeles mediante clasificación automatizada (Clasificación supervisada y no supervisada) o digitalización en monitor de una imagen en clases internamente homogéneas, pero diferenciables entre ellas por los valores de una o varias variables. Posteriormente los mapas temáticos son utilizados para generar una matriz cruzada de información del cambio de uso entre las imágenes multitemporales. La desventaja de este método radica en la manipulación de datos históricos y del tiempo empleado para generar clasificaciones exactas. En este tipo de análisis se incluyen los llamados: temporal-espectral, algoritmos de maximización, clasificación y redes neuronales artificiales (Hurd *et al.*, 2001; Molina, 2005; Chuvieco, 2008).

D) Modelación: Se basa en modelos conceptuales que describen y manipulan las características espaciales de los fenómenos geográficos o de rasgos naturales. En este tipo de análisis los valores de reflectividad de la imagen son convertidos a parámetros o fragmentos basados físicamente en modelos lineales, no lineales o ambos. Dichos parámetros son transformados con la finalidad de facilitar su interpretación, así como también de extraer información de las firmas espectrales. Sin embargo la desventaja de este proceso radica en el tiempo empleado y la dificultad de desarrollar modelos apropiados para convertir los valores de reflectividad de la imagen a parámetros biofísicos, (López *et al.*, 2001; Allen y Lu, 2003; Aguilera, 2006; Liu *et al.*, 2007). Además existe otro tipo de modelaje denominado análisis multicriterio, el cual transforma y combina datos espaciales del estado actual a través de reglas de decisión para generar un resultado del estado deseado, el cual se basa en ponderaciones de

variables que influyen de manera positiva (que tan apto) o negativa (grado de impacto) sobre la actividad objeto de decisión, además de la información geográfica que se desee utilizar (Malczewski, 2004; Liu *et al.*, 2007).

E) Análisis bitemporal: Es un análisis de tipo cualitativo o cuantitativo, en el que solo se emplean imágenes de dos fechas. En este proceso se incluyen técnicas como: diferencia de imágenes, proporción de imagen, diferencia de regresión, análisis de vectores de cambios (combinación entre dos imágenes), calidad de datos (Eastman, 2003).

F) Análisis multitemporal: En este proceso de clasificación se presenta también un análisis de tipo cualitativo o cuantitativo de las imágenes, con la diferencia de la clasificación anterior, éstos varían en el número de fechas de análisis empleadas (más de dos clasificaciones). En este proceso se emplean técnicas estadísticas de series de tiempo para su análisis. Los tipos de análisis que se pueden realizar en esta clasificación son: series de tiempo, correlación de series de tiempo, perfiles de tiempo y análisis de vectores de cambio II (diferencia entre dos series) (Eastman, 2003).

G) Predicción de cambios a futuro: Esta técnica determina las probabilidades de cambio, de tal manera que la predicción espacial trata de explicar los cambios detectados. En este proceso se incluyen análisis como: cadenas de probabilidad de análisis de Markov y análisis multicriterio (Eastman, 2003).

Sin embargo se tiene que tomar en cuenta que las bases de datos geográficos presenta cierto grado de incertidumbre, los cuales a su vez dependen principalmente de la calidad de insumos y de la metodología adoptada para su elaboración o recolección (Mas *et al.*, 2003). Por lo tanto es de suma importancia aplicar algún procedimiento de verificación que permita cuantificar el error y valorar la aplicación operativa de la información geoespacial en el estudio de cambio de uso del suelo (Jensen, 1996; Chuvieco, 2000). Debido a que los errores contenidos en los mapas que se comparan temporalmente son de dos tipos: errores inherentes a los atributos (categóricos o continuos) y errores geométricos que están relacionados con la ubicación espacial de la información. Los errores de los atributos se producen según la metodología empleada para su elaboración. Por otro lado en el caso de métodos automatizados, su origen puede ser la deficiente separabilidad de clases en las firmas espectrales en una clasificación supervisada;

mientras que para los métodos manuales como la fotointerpretación, podrá ser la escasa visibilidad del fotointérprete (debido a la resolución espacial de la imagen) o al vago conocimiento del área de estudio (Chuvieco, 2000)

En este tipo de análisis son muy comunes los errores geométricos, generados por una deficiente georeferenciación de la información. Un ejemplo en los mapas de un área determinada que van a ser comparados temporalmente deben coincidir espacialmente en la mayor medida posible, si no fuese de esta manera, los cambios detectados no corresponderán a la variación temporal del atributo de interés sino a una falta de correspondencia espacial (Chuvieco, 1998); por tal motivo es necesario conocer la confiabilidad de la base de datos empleada para evitar errores en el análisis de detección de cambios (Mas y Fernández, 2003), ya que el cuantificar la calidad del producto cartográfico generado permitirá valorar su ajuste con la realidad, y por lo tanto la toma de decisiones podrá tener más certeza (Mas *et al.*, 2003).

Inicialmente la teledetección empleada para el análisis de cambio de uso de suelo y ordenamientos territoriales no tenía gran aceptación en el área de la planificación, sin embargo recientemente, con el desarrollo de nuevas tecnologías, se ha incrementado la aplicación de estos métodos para este tipo de análisis (Treitz y Rogan, 2004). Actualmente la teledetección y los SIG presentan tecnologías que permiten la detección de cambios en este tipo de áreas en forma eficiente (Yang y Lo, 2002). Por lo que la interpretación y análisis en la teledetección representan cambios en las características espaciales y temporales de la superficie terrestre (Alberti *et al.*, 2004). A través del tiempo se han desarrollado diferentes métodos para la detección del cambio de uso del suelo, los cuales han evolucionado paralelamente con la teledetección y han facilitado su aplicación. Rogan y Chen (2004), realizaron una revisión de los métodos de detección de cambios, mientras que Foresman *et al.* (1997), Chuvieco (2000) hacen una descripción de la evolución de los métodos de teledetección y análisis. Los primeros métodos aplicados a la de detección de cambios eran bi temporales, es decir, se comparaba la misma área en dos tiempos; sin embargo con las nuevas tecnologías y los nuevos métodos se han logrado adaptar nuevos análisis en los que se incluyen trayectorias temporales, donde se compara la misma área pero en diferentes intervalos de tiempo (Coppin *et al.*, 2004).

A través del uso de imágenes de satélite y las técnicas y métodos de los SIG (Sistemas de Información Geográfica), Yang y Lo (2002) identificaron áreas de cambio de cobertura y usos de suelo generados por el crecimiento urbano; por otra parte Paegelow *et al.* (2003) emplearon cadenas de Markov y evaluación multicriterio para conocer la dinámica y transformación del paisaje. En otro análisis Catalán *et al.* (2007), a través de fotografías aéreas y SIG, identificaron áreas de crecimiento urbano. Así como también Hunter *et al.* (2003) emplearon imágenes de satélite y fotografías aéreas ayudados de un SIG para desarrollar modelos espaciales y estadísticos de escenarios futuros a los cambios de uso del suelo, y Ellis *et al.* (2011), mediante aplicaciones SIG y herramientas acopladas a este, analizaron los cambios de uso de suelo en el estado de Veracruz, Mex, así como también determinaron las áreas importantes para la conservación y los focos rojos de deforestación.

Los diferentes métodos de detección de cambios de uso de suelo, están basados en datos multi-temporales, multi-espectrales y en sensores satelitales, que han demostrado tener gran potencial para detectar, identificar, cartografiar y monitorear los cambios de diferentes ecosistemas independientemente de sus agentes causales (Coppin *et al.*, 2004). Por lo tanto es necesario emplear y comparar varias técnicas, algoritmos y análisis que permitan identificar las zonas exactas de detección, esto dará mayor fiabilidad a los resultados (Congalton y Green, 1999) con el fin de poder definir la mejor opción para la detección del cambio considerando las características físicas, sociales y económicas del lugar (Yagüe, 2002). Sin embargo, en muchas ocasiones las limitaciones que se tiene de estos conocimientos, métodos y tecnologías afectan la toma de decisiones en las políticas públicas o en los decretos gubernamentales (Chuvieco, 2008).

2.2.1.- EVALUACIÓN Y MODELACIÓN DE FACTORES ASOCIADOS CON PROCESOS DE CAMBIO DE USO DE SUELO MEDIANTE REGRESIÓN LOGÍSTICA BINARIA (UNA HERRAMIENTA QUE MUESTRA LAS POSIBLES LAS CAUSAS QUE INDUCEN EN LA PÉRDIDA DE LA SUPERFICIE FORESTAL).

En la última década, la forma de evaluar el fenómeno de deforestación y sus causas se ha incrementado. Por tal motivo existen numerosas formas de analizar el problema, que van desde el tipo de modelo hasta las variables independientes más adecuadas y la

escala o unidad de análisis, dependiendo del problema a resolver (Pineda, N., *et al.*, 2011).

Kaimowitz y Angelsen (1998), mencionan que las principales escalas utilizadas en los modelos se dividen en A) micro: individual, familiar y comunal, B) meso: municipal, estatal y regional y C) macro: nacional y mundial.

Dentro de los primeros trabajos realizados en México a nivel nacional en el análisis de deforestación se ubica el elaborado por Deininger y Minten (1996), quienes estimaron los efectos de algunos factores sobre la deforestación, tales como: la pobreza, las políticas gubernamentales y la tenencia de la tierra. Para ello en su modelo utilizan información agregada de aproximadamente 2,400 municipios del país entre 1980 y 1990, aplicando un método de regresión por mínimos cuadrados ordinarios, y muestran que los créditos bancarios, los precios de la madera y los niveles de pobreza tienen una relación fuerte y positiva con la deforestación, mientras que la asistencia técnica, las áreas naturales protegidas y la población indígena tienen una relación negativa, y resultando insignificante en el modelo la variable de la tenencia de la tierra.

Otro ejemplo es el de Alix-García (2007), quien investiga los efectos de la cooperación y la forma de organización en las comunidades de propiedad comunal sobre la deforestación, considerando como variable dependiente el cambio en la superficie boscosa de 1994 al 2000 (tasa de deforestación). Mediante el uso de modelos de regresión lineal múltiple con variables independientes de tipo económico, cooperación y biofísicas, y en sus resultados muestra que los precios de la madera y el tamaño del ejido tienen una relación fuerte y positiva, mientras que las variables de cooperación como la participación en las asambleas ejidales y la pendiente resultaron negativas en el caso de la deforestación.

Otro trabajo donde se utiliza la regresión múltiple es el de Blackman *et al.* (2003), en el que se investigan los posibles factores biofísicos, socioeconómicos, institucionales y de proximidad que provocan la deforestación del bosque en zonas de café de sombra en la sierra sur de Oaxaca, México. Con el objetivo de este estudio es el de comprender las consecuencias de estos procesos antes y después de la crisis cafetalera de 1993, y sus

resultados indican que los factores de proximidad y algunas variables relacionadas con la tenencia de la tierra en la zona expresan mejor los patrones de deforestación.

Existen otros estudios a nivel nacional que utilizan sobre todo modelos de regresión logística, con variables independientes de tipo biofísico, de proximidad e institucionales. En estos trabajos parece ser que los factores más relacionados con la deforestación son la distancia a vías de comunicación y el grado de protección legal (ANP o zonas de protección) donde se ubican los macizos forestales (Chávez y Rosero, 2001; Mas *et al.* 2002; Verburg *et al.* 2004).

Es importante señalar que no sólo se han desarrollado modelos y metodologías cuyo objetivo es explicar los cambios de la cobertura forestal; si no también, los cambios ocurridos en otros usos y coberturas del suelo. Un ejemplo es el trabajo de Isaac-Márquez *et al.* (2005), en donde analiza, mediante análisis de regresión múltiple, los factores que condicionan el uso del suelo y la conservación de la selva en el oriente del estado de Tabasco, México. Con el uso de datos recopilados a través de encuestas y de otras fuentes, obtuvieron que los factores biofísicos son los primeros condicionantes del uso del suelo a una escala regional, mientras que las políticas públicas, la ganadería y la dinámica histórica del uso del suelo dirigen el proceso a una escala local.

Uno de los estudios más conocidos del tema es el de Ellis y Porter (2008), quienes comparan el cambio de uso de suelo en dos zonas cercanas en el centro de la Península de Yucatán (La Montaña en Hopelchen, Campeche y la Reserva de la Biosfera de Calakmul) para este análisis se utilizó el método de la regresión logística y con factores medioambientales y socioeconómicos, a fin de asociarlos con respecto a la tasa de deforestación de la zona.

2.3.- ECOLOGÍA DEL PAISAJE

El nacimiento de la ecología del paisaje (landscape ecology) tiene una clara y cercana vinculación con la geografía, ya que a finales de 1930, cuando el geógrafo Carl Troll utilizó por primera vez esta, la cual definió como “*el estudio de toda la complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica de paisaje*” (Troll, 1939). Esta

definición ayudó a complementar la de paisaje (*landschaft-landscape*) utilizada en el siglo XIX por Alexander von Humboldt (pionero, de la geografía física y la geobotánica), que lo definía como “el conjunto de características de una región de la Tierra” (Naveh y Lieberman, 1994).

El concepto *ecología del paisaje*, cada día este se pone más a la vanguardia en la disciplina de la ecología, siendo un complemento contundente para evaluar las transformaciones en los ecosistemas, las afectaciones potenciales de los procesos ecológicos y la biodiversidad que albergan (McGarigal y Marks, 1995). Forman y Gordón (1986) mencionan se enfoca en tres características:

1.- Estructura, conformada por las relaciones espaciales entre los ecosistemas o elementos tales como, la distribución de energía, materiales y especies de las formas, tamaños número.

2.-Función, definida a partir de las interacciones entre los elementos espaciales.

3.- Cambio, donde se define la alteración de la estructura a través del tiempo.

Por otro lado una de las definiciones más corta y utilizada de la ecología del paisaje es el estudio de las relaciones físico - biológicas que gobiernan las distintas unidades de una gran región, considerando tanto las relaciones verticales (dentro de una sola unidad espacial) como horizontales (entre diferentes unidades espaciales) (Forman y Gordon, 1986). Por tal motivo uno de los principales objetivos de esta la disciplina es el estudio de los efectos recíprocos entre el patrón espacial y los procesos ecológicos que se manifiestan a diferentes escalas (Forman y Gordón, 1986; Forman, 1995; Pickett y Cadenasso, 1995).

Debido a que los paisajes se conforman por una multitud de elementos, los términos para referirse a los elementos básicos de las unidades que lo conforman se clasifican en: ecotipo, biotipo, componente, elemento, unidad, hábitat (Forman y Godron, 1986). McGarigal y Marks (1995) definen el término de “parche” o “fragmento” como sinónimo de todos los anteriores, mientras que Forman (1995) expone que el parche se define como la estructura vegetal del paisaje el cual tiene la capacidad de sostener

poblaciones de flora y fauna, además de que contiene un núcleo de hábitat y cubierta vegetal para la mayoría de los vertebrados.

Otra definición de ecología del paisaje enfocada a fauna silvestre es: “*un área o territorio con un mosaico de fragmentos de hábitat, los cuales forman parte de un hábitat incrustado en un paisaje modificado*” (Dunning *et al.*, 1992). Su tamaño o extensión, Danielson (1991) lo define como una gran área incluyendo diferentes tipos de ocupación del suelo y hábitats, el cual se encuentra distribuido en una diversidad de fragmentos. Por otra parte Forman (1995) la define como el tipo de uso de la tierra en una mezcla de pequeños ecosistemas, los cuales se repiten sobre su superficie formando un paisaje.

La fragmentación, un concepto importante en ecología de paisaje, se define como: la interrupción en la continuidad de un hábitat, siendo esta una de las principales causas en la disminución de algunas especies de flora y fauna, debido a que reduce su conservación de forma natural (Robinson *et al.*, 1995). Las principales causas de la fragmentación son derivadas a los cambios en los usos del suelo (Rescia *et al.*, 1994).

El fenómeno de la fragmentación trae consigo la reducción en la diversidad, e incremento en el número de especies en los bordes de las zonas fragmentadas y reducción del número de especies a los interiores de los fragmentos. Por lo tanto las grandes extensiones de vegetación selvática pueden mantener más individuos y especies en promedio de flora y fauna que los fragmentos pequeños, esto ya que las grandes extensiones poseen en conjunto una diversidad de micro hábitats, los cuales a su vez contienen fuentes de alimentación, sitios de anidación y refugio de los depredadores que ahí habitan (McIntyre, 1995).

Los resultados cuantitativos de la ecología del paisaje se agrupan en los llamados “índices de paisaje” o “*landscape metrics*”. Estos índices de paisaje aportan interesantes datos numéricos como la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie y la forma de los elementos del paisaje. Además, los índices de paisaje permiten hacer comparaciones entre distintas configuraciones paisajísticas, en la misma área pero en distintos momentos temporales o de escenarios futuros (Gustafson, 1998).

A continuación se definen las variables numéricas que se calculan mediante los diferentes métodos cuantitativos, mismas que serán de utilidad para conocer el tamaño de los fragmentos, su aumento o disminución en superficie o disminución y aumento en la cantidad de fragmentos para así conocer el grado de deterioro en el cual se encuentra la zona de estudio. (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha y otros, 2006).

1.- Nivel de fragmento (patch level). Estos cálculos se aplican a cada fragmento o parche individualmente. Se recomienda para: determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.

2.- Nivel de clase (class level). Los cálculos son aplicables para cada conjunto de fragmentos de la misma clase, en otras palabras, está destinado para aquellos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo, hábitat, etc. Se recomienda para conocer cuál es la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser las selvas, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de bosque.

3.- Nivel de paisaje (landscape level). Son los cálculos más aplicados ya que da como resultado todo el conjunto del paisaje, es decir, todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado informa el grado de heterogeneidad u homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

En la actualidad hay una gran variedad de software desarrollado con la finalidad de cuantificar las características de la estructura del paisaje. Entre estos software, por su uso más común se puede destacar:

Fragstats: Creado el año 1995, fue desarrollado por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara Marks en la Universidad estatal de Oregon. Funciona esencialmente en formato ráster y es considerado el programa más completo por lo que se refiere a la diversidad y capacidad para desarrollar cálculos métricos. Se trata de un programa de acceso libre disponible en la red (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).

Grass: La primera versión apareció a principios de los años 80 y fue desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos y el Laboratorio para la Investigación de la Construcción. Funciona esencialmente en formato ráster. Grass es un sistema de información geográfica que dispone de un módulo específico para el análisis de la estructura del paisaje denominado, en su última versión, Grass. Es de dominio público, si bien requiere del sistema operativo Unix o Linux (www.grass.itc.it).

Patch Analyst: Creado en el año 1999 por Phil Elkie, Rob Rempel y Angus Carr, con financiación aportada por el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Canadá). Éste es un programa más modesto que los anteriores, ya que se limita a calcular exclusivamente los principales índices de paisaje. Existe una versión que trabaja en formato vectorial y otra en formato vectorial/ráster, funcionan como una extensión de ArcView y es de acceso libre en la red (flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/).

V-Late. Creado el año 2003 por un equipo del Landscape and Resource Management Research Group, de la Universidad de Salzburg (Austria), dirigido por Dirk Tiede en el marco del proyecto de investigación europeo denominado SPIN (Spatial Indicators for Nature Conservation). Trabaja en formato vectorial y se presenta como una extensión de ArcGis. En este caso, también se trata de un programa de acceso libre disponible en la red (www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm).

Los índices de paisaje presentan problemas de aplicación considerados de tipo particular dependiendo de cada uno de los índices en cuestión, pero cabe destacar que existen un conjunto de limitaciones generales referidas a su aplicación (Botequilha y otros, 2006). En primer lugar, los fragmentos son elementos que se definen como discretos obviando las situaciones de transición existentes entre los límites definidos y, por tanto, se trata de una simplificación en la heterogeneidad que realmente existe (McGarigal y Cushman, 2005).

En segundo lugar, el tipo y el número de clases que se incluyen en la leyenda de la cartografía utilizada para realizar los cálculos de los índices de paisaje condiciona, los resultados cuantitativos derivados dependiendo de la aplicación utilizada (Turner, *et al*, 2001). En tercer lugar, la escala y el detalle del estudio desempeña un papel fundamental que condiciona a su vez, los resultados de los índices de paisaje, por lo que

es imprescindible identificar correctamente cual es la escala más adecuada para desarrollar un determinado tipo de estudio o, en caso contrario, se aconseja un análisis multiescalar (Wu, 2004). Además, la comparación de los mapas resultantes se debe realizar a una misma escala y con categorías o clases de uso de suelo similares, en caso contrario, los resultados comparativos se convierten en una pura suposición.

2.4.- MODELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES

La modelación del hábitat potencial es un componente muy importante para la planeación de la conservación de las especies (Austin 2002). En los últimos diez años las diferentes herramientas que ayudan a efectuar la modelación de distribución potencial o nicho ecológico de especies, se ha utilizado para evaluar el impacto de cambio de uso de suelo y otros cambios ambientales en la distribución de organismos (Guisan y Zimmermann 2000). Sin embargo, es de gran importancia mencionar que, los métodos empleados para la modelación del hábitat potencial de especies requieren datos de buena calidad sobre los patrones de presencia y abundancia de la especie de interés y a analizar (Margules y Sarkar, 2009). Por lo tanto la predicción de la distribución de especies debe ser central para diversas aplicaciones en ecología, evolución y conservación (Elith *et al.* 2006; Guisan y Thuiller 2005).

En los modelos de distribución potencial de especies pueden distinguir cuatro grandes técnicas de modelación de las especies: A) Las que se relacionan a modelos estadísticos de regresiones (Modelos Lineales Generalizados (GLM), B) Los métodos de clasificación (Random Forest (RF), Boosted regression trees (BRT), C) Los métodos llamados también “SOBRE” como : BIocLIM, ENFA y D) aquellos basados en algoritmos específicos (GARP, MAXENT) siendo este último el que se ocupa en este estudio (Pliscoff *et al.*, 2011), a continuación se describe una breve explicación de cada uno de los modelos.

A) Modelos estadísticos de regresión

Estos métodos están basados en regresiones múltiples, además estos modelos han sido los más utilizados para modelar distribución potencial de especies (Guisan *et al.*, 2002), debido que permiten y establecer de forma clara el modelo estadístico, describiendo así la relación entre las variables descriptivas y la presencia conocida de las especies.

Además, estos métodos han sido identificados como una de las técnicas de mejor resultado en la proyección sobre el espacio geográfico del modelo final (Elith *et al.*, 2006).

B) Métodos de clasificación

Estos métodos se basan en clasificaciones basadas en reglas, donde se asigna una clase para cada combinación de las variables predictivas que generan el modelo de distribución (Guisan & Zimmermann, 2000), las técnicas que se encuentran dentro de esta categoría, en ejemplo es el Random Forest (Breiman, 2001), este modelo ha sido identificado como el que da los mejores resultados al momento de discriminar la importancia de las variables para la definición del modelo final (Prasad *et al.* 2006), sin embargo, la caracterización del conjunto de reglas que definen este tipo de modelos es muy compleja, por lo que se hace difícil su interpretación.

C) Métodos de "sobre"

Los métodos de "sobre" se basan en el establecimiento de combinaciones de rangos de valores mínimos y máximos, entre las variables utilizadas para la definición del nicho. Donde se define un espacio o "sobre" en que se da la combinación de valores deseada, dentro del espacio n-dimensional de las variables (Busby, 1991). Este es el enfoque más antiguo de modelación, pero se ha ido abandonando con el tiempo, ya que ofrece una definición muy poco flexible del espacio ambiental, sin tomar en cuenta los distintos tipos de interacciones que se dan entre las variables (por ejemplo colinealidad) o el efecto de la distancia geográfica entre las presencias (autocorrelación espacial).

D) Algoritmos específicos para generar modelos de distribución

En la última década esta topología de modelos ha tomado fuerza, debido al uso de técnicas basadas en algoritmos específicos (máxima entropía, algoritmos genéticos), esto ha significado un incremento en el número de publicaciones y estudios asociados a la modelación de la distribución geográfica de las especies y ecosistemas, por la facilidad de su aplicación y la rapidez con que se pueden obtener resultados.

En este tipo de aplicaciones destaca el software MAXENT (Phillips *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2011), el cual es un algoritmo de máxima entropía, lo cual muestra resultados robustos en términos de la distribución espacial, principalmente cuando se cuenta con

pocos datos de presencia de la especie de interés (Peterson *et al.*, 2007). Existen también algunos casos en que el modelo MAXENT ha sido utilizado desde un enfoque de modelación de ecosistemas (Thuiller *et al.*, 2005; Deblauwe *et al.*, 2008; Riordan & Rundel, 2009).

Es importante mencionar que los modelos de distribución se generan mediante el uso de dos tipos de información: 1) Los datos de presencia o ausencia de las especies o ecosistemas que se quiere modelar y las variables descriptoras que definirán el espacio ambiental, donde se distribuirá en el espacio geográfico y 2) La relación entre la posición geográfica de la información de presencia o ausencia y el rango de valores del conjunto de variables donde se ubican estos puntos, en donde usualmente esta relación se le llama ajuste del modelo de la ecuación (Pliscoff *et al.*, 2011).

Los datos de presencia tienen una forma básica de obtenerse, la cual es mediante un GPS u otros tipos de herramienta de adquisición de datos, o simplemente revisando fuentes directas de información de especies, como los museos o herbarios. Además se puede recopilar información de forma indirecta mediante el uso de bases de datos de acceso libre: por ejemplo: la base de datos de especies GBIF (Global Biodiversity Information Facility) recopila información de colectas de flora y fauna, desde diferentes fuentes (museos, herbarios, estudios, entre otros).

Es importante que la información sea estandarizada, sin embargo, por su fácil acceso y uso, son criticadas debido a que no toda la información posee los criterios mínimos de evaluación, lo que puede generar errores de tipo taxonómico (correcta identificación) como geográficos (errores en la localización) (Newbold, 2010). Esto produce malos resultados en los modelos, generando errores independientes de las técnicas utilizadas (Feeley & Silman, 2009).

Además existen técnicas y modelos que permiten incorporar las ausencias, esto a su vez permite una mejor discriminación de las variables descriptoras, dando como resultado un mejor ajuste final del modelo. Sin embargo lo más común es trabajar solo con presencias, ya que existen programas con técnicas y algoritmos especialmente adaptados para la utilización de pocos registros de presencia. Es importante mencionar que no es necesario un número ideal de presencias por unidad natural analizada, estas varían de acuerdo al objetivo planteado, de igual manera de las técnicas y modelos que

se quiere utilizar. Sin embargo algunos criterios de números mínimos de registro de especies para obtener modelos estadísticamente robustos, han planteado en la literatura, que se utilicen sobre 30 (Wisn *et al.*, 2008) o 50 (Kadmon *et al.*, 2003) registros por especie para que así se logren obtener modelos estadísticamente válidos.

Otro de los pasos importantes para los modelos de distribución de especies son la selección de las variables ambientales, debido a que elegir un número de variables adecuado y que releven la información más importante de la entidad natural analizada para la especie, puede ser quizá el paso más crítico en el proceso de los modelos de distribución, debido a que el resultado final estará completamente determinado por esta elección de variables. Dichos datos se deben utilizar dependiendo del tipo de especie que sea analizada y de los objetivos que busca la caracterización del espacio ambiental donde se distribuye.

Las variables que más se utilizan comúnmente, son las variables climáticas (bioclimáticas) y las variables topo-edáficas. Las primeras son las mayormente usadas en los modelos de distribución de especies, independiente del tipo de ecosistema, tal es el caso de las 19 variables bioclimáticas disponibles en la base de datos global de superficies climáticas Worldclim, para las segundas su obtención es más complicada y obtenerlas son procesos más complejos y su utilidad suele ser mínima (Hijmans *et al.*, 2005).

El uso de variables bioclimáticas pueden influir sobre los resultados finales, por lo tanto existen varias revisiones y evaluaciones (Elith *et al.*, 2002; Van Niel *et al.*, 2004; Dormann, *et al.*, 2008). Las bases de datos climáticos globales (por ejemplo Worldclim) deben ser utilizadas cuidadosamente ya que en evaluaciones realizadas se señala que poseen problemas en los valores de las variables climáticas, especialmente en zonas donde la cobertura de estaciones meteorológicas es menor. Sin embargo las variables de tipo topo-edáficas o derivadas de imágenes satelitales, como las coberturas de uso de suelo o índices de productividad, han sido de gran utilidad para obtener modelos con un mayor ajuste (Zimmermann, *et al.*, 2007; Randin, *et al.*, 2009). Especialmente en el caso de las topo-edáficas, las cuales se ha probado que en conjunto con los bases de datos climáticos, puede mejorar mucho el resultado de los modelos dando como resultado una mayor precisión y un mayor detalle (Randin, *et al.*, 2009b).

Otro punto importante a destacar es la evaluación o validación, la cual está enfocada en la caracterización de la confiabilidad de los resultados de los modelos (Allouche *et al.*, 2006). Una de las formas correctas de evaluar los resultados es comparándolo con un conjunto de presencias independientes al que se está usando, sin embargo este proceso es difícil de realizar porque se tienen datos de presencia limitados (Guisan & Zimmermann, 2000). Por lo tanto, la forma más básica de evaluar un modelo consiste en generar una matriz de confusión o error, donde las ausencias y presencias predichas se comparan con las ausencias y presencias reales, este proceso o validación permite calcular: la sensibilidad (porcentaje de positivos verdaderos correctamente predichos) y la especificidad (porcentaje de negativos verdaderos correctamente predichos) (Hirzel *et al.*, 2006).

Además existen análisis estadísticos como lo son: AUC, Kappa y TSS, que son métodos de umbrales independientes, siendo el más utilizado AUC (Área under the curve) (Dodd & Pepe, 2003), que se obtiene comparando la proporción de falsos y verdaderos positivos, es decir, desplegando en dos ejes X e Y, la proporción de falsos positivos (1-especificidad) y en el eje Y la proporción de positivos verdaderos (sensibilidad). Entonces la precisión de un modelo será mayor o idónea cuando la proporción de positivos verdaderos es mayor a la de positivos falsos, pero se debe tener en cuenta que el valor del AUC depende del número de presencias y del tamaño total del área de estudio (Lobo *et al.*, 2008).

Se ha demostrado que las predicciones de los modelos basadas en datos sólo de presencia son altamente y suficientemente precisos como para ser utilizados en la planeación de la conservación (Elith *et al.* 2006; Pearce y Boyce 2006). Una de las herramientas que está de moda a nivel mundial es el algoritmo Maxent (Phillips *et al.* 2006) el cual estima la probabilidad de presencia de especies a partir de datos de localización geográfica y mapas de variables ambientales. Su principal objetivo es encontrar la distribución probable de máxima entropía de la especie de estudio en cuestión (el objetivo es buscar la distribución más uniforme) dependiendo de la información disponible acerca de la distribución observada de las especies a analizar y de las condiciones ambientales (Elith *et al.* 2006). Por lo tanto, esta herramienta se integra a los SIG (Sistemas de Información Geográfica) con la finalidad de evaluar espacialmente el potencial de la zona de estudio para el albergue de especies de interés.

2.5.- EVALUACIÓN Y MODELACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

La evaluación y determinación de áreas óptimas de un paisaje para conservar la biodiversidad es un tema central en biología de la conservación.- Los científicos e investigadores cada día enfrentan más retos para establecer criterios claros y repetibles en la elección de éstos sitios, aunado con la necesidad de implementar métodos de selección los cuales deben ser fácilmente repetibles y rápidos de obtener debido a las presiones que existen actualmente sobre la naturaleza (Flores *et al.*, 2010). En ese sentido, Pressey *et al.* (1993) enfatiza que se debe dejar atrás la estrategia ‘oportunista’ en la creación de reservas.

En un sistema de reservas se puede optar por seleccionar diferentes criterios: riqueza, endemismo, especies raras. Entre otras como lo menciona Rabinowitz *et al.* (1986) las razones por las que una especie es rara, son: a) densidades poblacionales bajas, lo que aumenta la probabilidad de extinción estocástica; b) área de distribución restringida, lo que también aumenta la probabilidad de extinción y además limita el número de sitios en los que se puede proteger a la especie (Arita y Rodríguez, 2002); c) que la especie sea especialista en uno o pocos tipos de hábitat, o d) la combinación de dos o todas las características anteriores, sin embargo no existen muchos estudios poblacionales para las especies de reptiles y mamíferos de México, pero sí se conoce la riqueza de vertebrados y el porcentaje de endemismo existente en el país (Flores-Villela, 1993, Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004).

Por lo tanto un sistema de áreas naturales protegidas debe ser eficiente y flexible, refiriéndonos al término eficiencia como la posibilidad de proteger un alto porcentaje o la mayoría de especies en una región (idealmente la totalidad de ellas), zonificando el mayor número de fragmentos posibles (Arita y Rodríguez, 2002), y por flexibilidad, a la posibilidad de escoger una diversidad de fragmentos de hábitat, considerando que algunos de ellos no pueden protegerse por condiciones sociales, económicos, políticas e incluso biológicos (Flores *et al.*, 2010). En la actualidad, se incluyen posibles escenarios de cambio climático o desastres naturales (Flores *et al.*, 2010).

La planificación sistemática de la conservación es ampliamente considerada como ‘mejor práctica’ en pro de la conservación, debido a que se facilita el proceso transparente, integral y bien argumentado de la toma de decisiones. La transparencia ayuda a las personas para que puedan llegar a comprender los procedimientos para la toma de decisiones y los resultados, los procesos de planificación, que se desarrollan con total transparencia, tiende a incrementar la credibilidad de la planificación en la conservación (Game, E.T. *et al.*, 2008). Cabe destacar que es imposible encontrar una solución óptima única, debido a que resulta difícil encontrar este tipo de soluciones a problemas de diseño de sistemas de reservas extensos, en un periodo de tiempo razonable (Possingham *et al.* 2000; Cabeza 2003).

El modelo Marxan es un software que propicia ayuda en la toma de decisiones para el diseño de sistemas de reservas. En donde la idea básica de un diseño de reservas es que un planificador de la conservación cuenta con gran número de sitios potenciales (o unidades de planificación) de los cuales podrá seleccionar nuevas áreas de conservación. Lo deseable sería contar con un sistema de reservas constituido por unidades de planificación, que incluya diferentes principios y criterios ecológicos, sociales y económicos. Es por eso que el modelo Marxan está diseñado, para crear posibles soluciones un tipo particular de problema en el diseño de reservas, denominado como ‘el problema de conjunto mínimo’, que tiene como objetivo primordial alcanzar una representación mínima de determinados rasgos de la biodiversidad con el menor costo posible. (McDonnell *et al.* 2002).

Esto quiere decir que se basa en el hecho de que hay mayores posibilidades de implementar aquellas zonas de reserva menos costosas o que afectan menos a la sociedad. Identificando al mismo tiempo un conjunto de metas cuantitativas para todos los objetos de conservación, contando con información razonablemente referente a las especies, los habitats u otros objetos relevantes de la biodiversidad, de tal manera que el modelo Marxan se propone identificar el sistema de reservas (una combinación de unidades de planificación) que cumplirá, con un costo mínimo, las metas cuantitativas de biodiversidad (Ball y Possingham 2000; Possingham *et al.* 2000).

Anteriormente se utilizaba el modelo SPOT (Spatial Portfolio Optimization Tool) (Shoutis, 2003), uno de los muchos ejemplo que se podría mencionar donde se aplicó

este modelo es en la publicación de Focos Rojos para la Conservación de la Biodiversidad. SPOT consiste en un algoritmo de optimización actualmente utilizado por TNC para determinar sitios prioritarios de conservación en las ecorregiones mundiales (Shoutis, 2003; TNC, 2005, Ellis *et al.*, 2011). El modelo SPOT requiere de la identificación e integración de elementos de conservación, como: tipos de vegetación natural y la presencia de especies endémicas de flora y fauna (Ellis *et al.*, 2006; Martínez-Bello, 2008). Además SPOT optimiza la distribución de los elementos de conservación con base en los “costos” de conservación, en donde el “costo base” que SPOT necesita surge de las amenazas para los ecosistemas o especies presentes (Ellis *et al.*, 2006; Martínez-Bello, 2008). Otro de los costos para la conservación que considera el modelo SPOT es la fragmentación y por último el incumplimiento de las metas establecidas para los objetos de conservación (Shoutis, 2003; TNC, 2005).

Por lo tanto la integración de múltiples análisis para una zona de estudio con potencial de conservación es de gran importancia, debido a que se tienen sustentos teóricos - metodológicos los cuales son importantes para la toma de decisiones, de esta manera se aportan resultados claros y claves con la finalidad de proteger los ecosistemas selváticos de la región, ya que estos son de suma importancia tanto para la biodiversidad de la región como para las personas que ahí habitan.

3.- OBJETIVO GENERAL

Determinar zonas prioritarias para la conservación de la vegetación selvática en la región de Uxpanapa. Mediante análisis de cambio de uso de suelo, transformación del paisaje y biodiversidad y técnicas basadas en sistemas información geográfica (MaxEnt, Marxan)

3.1.-OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Calcular la tasa de cambio en la cobertura forestal y uso de suelo.

Identificar los factores socioeconómicos y ambientales asociados con patrones de deforestación y degradación de cobertura forestal.

Analizar la fragmentación y la conectividad de los ambientes forestales en el paisaje.

Elaborar modelos de distribución de especies (Maxent), que ayuden en la propuesta, para determinación de áreas de protección en la región.

Evaluar y caracterizar las áreas prioritarias de conservación mediante la aplicación del modelo de optimización MARXAN, para determinar zonas específicas a conservar.

4.- PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál ha sido la dinámica en la tasa de deforestación y el índice de fragmentación desde hace 40 años en Uxpanapa, debido a los programas de reubicación, colonización y crecimiento de la actividad ganadera?

¿Algunos de los factores sociales, gubernamentales y naturales de la región han influido en la deforestación de la selva?

¿El pago por servicios ambientales hidrológicos ha influido en la conservación de las selvas?

¿Las metodologías aplicadas en esta investigación son idóneas para la determinación de áreas prioritarias para la conservación?

5.- MÉTODOS

5.1.- DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La región de Uxpanapa se localiza al Sur del Estado de Veracruz en el Istmo de Tehuantepec, que es la parte más estrecha de la República Mexicana. Esta franja de tierra, colinda con en el Golfo de México por el este y con litoral del Océano Pacífico por el oeste, abarcando los estados del sur de Veracruz, Oaxaca, norte de Chiapas y Tabasco (Toledo, 1995); Esta región está ubicada dentro de la cuenca hidrológica del río Coatzacoalcos y pertenece a las provincias fisiográficas de la Llanura Costera del Golfo

Sur y la Cordillera Centroamericana (INEGI., 2008), Los límites de la zona de estudio abarcan el 100 % del municipio de Uxpanapa, y porciones de los municipios de Jesús Carranza (26%) al Oeste y Hidalgotitlán (34%), Minatitlán (19%) y Las Choapas (48%) correspondientes al estado de Veracruz y al sur colinda con el estado de Oaxaca (Figura 4).

La región de Uxpanapa ha sido de gran importancia debido a que se encuentra en la parte central del Istmo de Tehuantepec, el cual al carecer de grandes elevaciones facilita la comunicación entre la Vertiente del Golfo de México y la del Océano Pacífico. Adicionalmente, es importante mencionar que la zona es de gran importancia debido a que es una zona de paso y de intercambio comercial entre el Golfo de México y el Océano Pacífico y la vegetación natural que aun existe sirve como el refugio y tránsito de especies como las aves y mamíferos, además, en la región aun existen 6 diferentes etnias que son importantes socialmente y naturalmente hablando, debido a que estas tienen un tipo de lengua, vestimenta, tradiciones, las cuales se deben preservar con la finalidad de evitar la pérdida de diversidad de etnias (Toledo, 1994, 1995; CONABIO, 2000, de Teresa, *et al.*, 2000).

La zona de estudio cobró importancia alrededor de 1960 debido a su gran potencial para la explotación de las selvas (Altas y Medianas subperennifolias), para darles un uso agrícola industrial (Ewell, *et al.*, 1980) Sin embargo la región contiene aun extensiones de selva importantes para la conservación, consecuentemente es un Hot Spot de conservación o como lo menciona Ellis *et al* (2011) en su estudio de focos rojos para la conservación, esta zona tiene un gran potencial para ser considerada como un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad. Otro estudio realizado a nivel ecorregional realizado por TNC (The Nature Conservancy) denominada “Ecorregión Selva Zoque, Olmeca y Maya”, también identifican las selvas de la región de Uxpanapa como prioritarios para la conservación, y describen los sucesos de deforestación e incendios en la región, planteando estrategias ecorregionales, en donde el objetivo es informar y dar a conocer la importancia ecológica que tiene la selva, y de esta manera hacer conciencia en los habitantes de la región para el cuidado y mantenimiento de la vegetación y la biodiversidad. (TNC., 2006). Adicionalmente, el Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (actualmente BLI) identificó, delimitó y propuso una parte de la zona de Uxpanapa como un Área de Importancia para la Conservación de

Aves, y otras especies como el jaguar, tapir, etc. Dicha zona recibe el nombre de Uxpanapa y Sierra de Tabasco (Arizmendi, *et al.*, 2000; Pronatura, 2007). Por otra parte, en el 2010 la CONANP dio a conocer que la zona sería decretada como ANP (Área Natural Protegida).

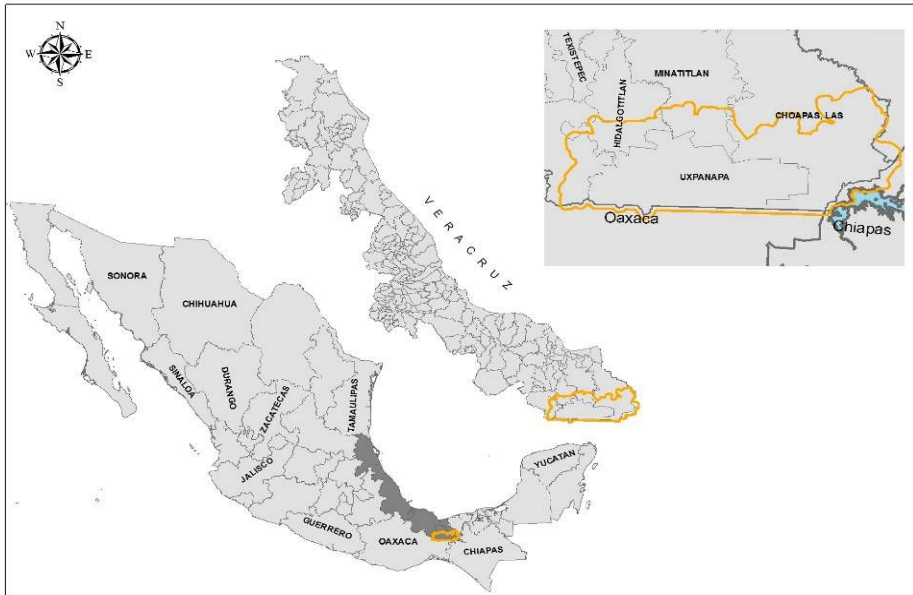


Figura 4. Localización de la región de Uxpanapa y área de estudio, elaboración propia

Geológicamente la zona está constituida por tres etapas las cuales se dividen en: Cenozoico, Mesozoico y Paleozoico, en donde se puede encontrar rocas metamórficas, ígneas extrusivas, y mayormente rocas sedimentarias y suelos. El relieve de la zona de estudio es muy diverso y se pueden hallar planicies, lomeríos suaves y abruptas pendiente de roca Kársticas (INEGI, 2008).

En general en la región de Uxpanapa domina el clima cálido húmedo, teniendo una temperatura media anual de 24°C, su temperatura más elevada es en el verano con hasta 40°C y su mínima se registra en la temporada invernal con hasta 9°C Su humedad oscila entre 71% y 78%, su precipitación es variada debido a las elevaciones y a los vientos dominantes, sin embargo la precipitación anual oscila entre 3000 a 4000 mm, teniendo como temporada seca los meses de febrero a mayo y los meses que mas llueve son de junio a octubre (INI, 1989, Toro V. y Guadalupe V. 1991).

Por otra parte, debido a la gran variedad litológica y a la heterogeneidad del relieve y clima, la zona contiene una gran cantidad y variedad de suelos clasificados en: luvisoles, nitosoles, acrisoles y regosoles y menor cantidad de Rendzinas y Gleysoles, en donde la mayoría de estos son importantes para las actividades agrícolas, pero también son fácilmente erosionables (INEGI, 2008; SEMARNAT, 2001).

La vegetación predominante correspondía a cuatro tipos (Caballero, J., 1978; Ewell, P., 1980; Gómez-Pompa, 1979):

Selva alta tropical perennifolia, siendo esta con mayor extensión territorial con un dosel de hasta 45m y gran riqueza biótica.

Selva alta subperennifolia, la cual se localizaba en los aflojamientos calizos con suelos de rápido drenaje y especies arbóreas de unos 30m de altura.

Selva mediana perennifolia, la cual se encontraba comúnmente a lo largo de los ríos con suelos aluviales.

Timbales, que son comunidades dominadas por bambú, con suelos arcillosos y con poca materia orgánica.

Actualmente existen otros tipos de vegetación antrópica como los Hulares, Cítricos, Acahuals (vegetación secundaria) (Velasco T y Vargas G, 1990; PRONATURA, 2009; Hernández, G. *et al.* 2013):

Hulares, cultivos utilizados para la extracción y comercialización del látex natural que producen estos árboles.

Cítricos, Plantaciones de árboles frutales para comercializar los frutos (naranja, limón, mandarina).

Acahuals, Fragmentos de vegetación secundaria principalmente compuesta por especies de selva de la región, se puede encontrar en cultivos agrícolas y frutales abandonados.

5.2.- REVISIÓN DE BIBLIOGRAFÍA HISTÓRICA-SOCIAL

Parte del estudio consistió, en la búsqueda, revisión y recopilación de distintas fuentes bibliográficas (artículos, libros, noticias en periódicos), que hablaran sobre los procesos de colonización y desarrollo económico así como los impactos ambientales con el propósito de identificar factores socioeconómicos, políticos e institucionales con incidencia en el cambio de uso de suelo y deforestación en la región de estudio.

La mayoría de los sucesos históricos fueron descritos por Ewell y Gómez Pompa; (Gómez-Pompa, 1979; Ewell, P., 1980; de Teresa, *et al.*, 2000). Estos autores fueron quienes dieron a conocer los sucesos de deforestación y deterioro ecológico de la región Uxpanapa, así como también lucharon en contra de esta propuesta de deterioro ambiental de los años 70.

Es importante mencionar que existe poca literatura que describa los procesos de deterioro de las selvas de Uxpanapa, además la literatura actual de la zona de estudio es muy poca debido a que la mayoría de estudios se generan hacia la parte de los Chimalapas, Oaxaca.

5.3.- DESARROLLO DE BASE DE DATOS GEOGRÁFICO (SIG)

La cartografía temática fue otra fuente de información que se consultó, interpretó y analizó, para conocer las condiciones geográficas físicas, sociales y ambientales de la zona de estudio. Para ello, se recurrieron distintas fuentes cartográficas impresas como el Instituto Nacional de Geografía, Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y la mapoteca en línea de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), además de información cartográfica vectorial de diferentes instituciones y proyectos como el de PRONATURA 2009. Dichos datos y la fuente de donde se obtuvieron se muestran en la tabla 2.

Tabla 2.- Datos y fuentes cartográficas para la elaboración de mapas

Datos	Escala	Fuente
Vías de Transporte	1:250,000	INEGI 2010
Municipios	1:250,000	CONABIO 2010
Localidades	1:250,000	INEGI 2010
Áreas urbanas	1:250,000	INEGI 2010
Edafología	1:1,000,000	CONABIO 2010
Clima	1:1,000,000	CONABIO 2010
Hidrológica	1:250,000	INEGI 1998
Datos Climáticos	1 k2	Worldclim
MDE	1:250,000	INEGI 1998
INFyS 2007	1:250,000	CONAFOR 2010
Uso de suelo y vegetación Serie II y III	1:250,000	INEGI 2002
Uso de suelo y vegetación PRONATURA.	1:75,000	PRONATURA 2009
Imágenes Landsat	30m píxel	GLOVIS
Imagen Spot	10m píxel	CITRO – CONACYT No. (108990)

En la tabla anterior se integra la base de datos geográfica, que es la plataforma para el análisis espacial de los factores geográficos ambientales y socioeconómicos asociados con los procesos históricos de deforestación en la región de estudio y para la elaboración de la cartografía.

5.4.- ANÁLISIS DE CAMBIO COBERTURA DE VEGETACIÓN Y USO DE SUELO (1976 – 2009)

5.4.1.- PROCESAMIENTO DE IMÁGENES

Para este trabajo se elaboraron datos temporales de la ocupación del suelo en el área de estudio, obtenido de las imágenes multiespectrales SPOT 5 (Abril 2009) con una resolución de 10 m por píxel, LANDSAT 7+ (Enero 23 del 2010), ETM LANDSAT 7 ETM+ (Abril 13 de 2000) con una resolución de 30 m por píxel, LANDSAT 5 TM

(Marzo 29 de 1990) con una resolución de 30 m por píxel y LANDSAT 2 MSS (Mayo 16 de 1976) con una resolución de 60 m por píxel. Estas imágenes fueron clasificadas de manera independiente aplicando técnicas de percepción remota mediante el método de “clasificación supervisada” (con el algoritmo de máxima probabilidad), utilizando el módulo Image Analysis (Leica) con el software de SIG ArcGis 9.2 (ESRI) (Beck, 2003; James Storey *et al.*, 2005).

A las imágenes LANDSAT y SPOT se les realizaron previamente los procesos de corrección geométrica la cual se realizó con la localización de 38 puntos de control de posición conocida obtenidas por GPS, mayormente en intersecciones de carreteras y caminos y otros rasgos topográficos que son detectados fácilmente en las imágenes a corregir. Primero se corrigió la imagen (SPOT), después se utilizó ésta como base para la corrección de las otras imágenes 2000 (22) 1990 (29), 1976 (34) Las correcciones posteriores fueron más fáciles de elaborar debido a los elementos coincidentes, lo que aseguró una buena superposición de todas las imágenes (Chuvieco, 2002), los errores obtenidos en este análisis oscilan entre 8,73 y 34,6 metros. Es importante mencionar que se modificó el tamaño de píxel para las imágenes LANDSAT ya que estas no tienen un tamaño de 10 m por píxel, por lo que se ajustaron las 3 imágenes a 10 m por píxel.

El siguiente proceso fue el de la corrección atmosférica que sirvió para eliminar el efecto de la dispersión de la radiación electromagnética originada por parte de los gases y partículas en suspensión de la atmósfera, se realizó mediante el cálculo de reflectividad, con el proceso de corrección atmosférica absoluta que convierte el valor digital (DN) obtenido por el sensor remoto para cada píxel a valores de reflectividad de la superficie (“scaled surface reflectance”). Para este proceso se utilizó el método de transmisividad de la atmósfera descendente (COST), utilizando valores como: distancia a la tierra, irradiancia propuestas por Chávez, este proceso se elaboró con la herramienta CALRAD del software ERDAS IMAGINE 9.1. (Chávez, 1996).

Además a la imagen Landsat del 2010 se le realizó un proceso más, el cual consistió en el relleno de gaps (pequeñas áreas de datos faltantes hacia los extremos de la imagen). Esto debido al problema que presentan dichas imágenes por la falla en el corrector del escaneo lineal (SLC), por lo que fue necesario emplear el programa Frame and Fill versión 1.0. Elaborado por Richard Irish de la NASA Goddard Space Flight

Center, en el cual se emplearon 4 imágenes Landsat 7 de fechas cercanas para la corrección de la imagen a analizar (2010).

Es importante mencionar que a las imágenes Landsat se le realizó una sobre posición de bandas, dicho proceso es denominado Layer Stack, este proceso básico se encarga de hacer la conjunción de las bandas que están por separado. En este caso de estudio las imágenes Landsat de los años 2000 y 2010 están compuesta por 8 bandas y en el caso de las Landsat 1976, 1990, por 7 bandas espectrales que pueden ser combinadas de distintas formas para obtener variadas composiciones de color u opciones de procesamiento.

5.4.2.- CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE IMÁGENES SATELITALES

Se realizó un recorrido de campo en la zona durante julio del 2010 para la recolección de puntos de muestreo mediante el geoposicionamiento de la ocupación del suelo (usos de suelo y tipo de vegetación) con un GPS Garmin 60 Csx, en donde se obtuvieron un total de 275 puntos correspondientes a 77 de acahual (vegetación secundaria), 68 de potreros, 38 de selva, 28 de cítrico, 26 de selva quemada, 17 de plantaciones de hule, 12 de agua y 9 sin vegetación aparente. El esquema de muestreo de campo se basa en recorridos de transecto mayormente en caminos secundarios y terracerías extendidos por toda la región de estudio. En cada transecto se hacía una parada cada 2 o 3 Km, tomando datos sobre la ocupación del suelo localizada entre 30 y 50 m de cada lado del camino para evitar los efectos de borde frecuentemente observados a la orilla de caminos. Debido a que los fragmentos de selvas frecuentemente se localizaban en áreas más lejanas y menos accesibles del camino, estas se caminaron para obtener los puntos de control durante los transectos de muestreo.

Los puntos obtenidos en campo sirvieron de apoyo para determinar y elaborar las firmas espectrales para dirigir la clasificación supervisada, ocupándose entre 10 y 20 puntos por categoría, dependiendo de la categoría, su variabilidad en firmas espectrales y el año de la imagen clasificada. En ese sentido, para las imágenes anteriores al 2009 se ocuparon los puntos de referencia en los cuales se observaba la misma ocupación del

suelo que en el año 2009 tanto en su interpretación visual como en su patrón de firma espectral, por lo tanto a cada imagen se le realizaron sus propias firmas de entrenamiento. Consecuentemente, menos puntos y categorías se emplean para la clasificación supervisada de la imagen del 1976 comparada a la clasificación del 2009. Adicionalmente, como apoyo para realizar y verificar las clasificaciones se utilizaron las cartas temáticas de vegetación y usos del suelo (ocupación de suelo) realizadas por INEGI serie III y INFYS 2007.

Además para corroborar la clasificación, también fueron utilizados datos de distintas fuentes de información, ello para poder corroborar la clasificación y los datos de campo al momento de hacer las clasificaciones. Para esta corroboración y refinamiento se empleo la cartografía de vegetación y uso de suelo existentes como la del Inventario Nacional Forestal de CONAFOR, la de CONABIO, la de INEGI, y la de PRONATURA. También fue posible utilizar una aplicación que vincula al SIG Arc Map 9.2 con Google Earth, permitiendo visualizar en Google Earth la misma zona en ambos software simultáneamente y verificar la cobertura de uso de suelo y vegetación en la región de estudio.

El proceso de creación de las firmas espectrales consiste en crear polígonos con características espectrales similares y particulares para cada tipo de vegetación y uso del suelo. Posteriormente estas firmas espectrales guiarán la clasificación supervisada de la imagen satelital en cuestión. Para dicho proceso de clasificación supervisada se utilizó la extensión Imagen Análisis 9.2 para el software ArcMap 9.2, empleando mediante la clasificación supervisada, combinación visual de bandas RGB 5-4-3, para las imágenes Landsat y RGB 4-1-3 para las imágenes SPOT.

Para elaborar la clasificación supervisada se trabajó cada imagen por separado, tratando de obtener las mismas categorías en las diferentes imágenes: Landsat TM 1990 y ETM+ 2010 y las imágenes SPOT 2009; la Landsat MSS 1972 de 60 m de resolución tuvo excepción de sólo ser clasificada en un menor número de clases debido a lo deficiente y complicado que es clasificar una imagen de esa época. Los resultados indican usos de suelo y vegetación los más precisos posibles para cada temporada, destacando como categorías: Selva, Agua, Acahual, sin vegetación aparente en la imagen MSS; Selva, Acahual, Hule, Cítrico, Potrero, Urbano y Agua en las imágenes TM y ETM+ y Selva,

Selva Secundaria/Vegetación de Quemadal, Acahual, Hule, Cítrico, Potrero, Urbano, Agua y Sin vegetación en la SPOT.

Para obtener la clasificación de vegetación y uso de suelo actual (2009-2010) se tuvieron que juntar las imágenes SPOT 2009 y la LANDSAT 2010, ya que la SPOT estaba incompleta; ello se realizó con la finalidad de tener completa la zona de estudio y poder hacer las combinaciones entre los diferentes años.

5.4.3.- ANÁLISIS DE CERTEZA KAPPA (KAPPA STATISTIC)

Finalmente, para evaluar la confiabilidad de la clasificación de cobertura de vegetación y uso de suelo se realizó un análisis de certeza Cohen Kappa (1960) o Matriz de Confusión, dicho análisis consiste en comparar la clasificación supervisada resultante con los valores reales ya sea por muestreo en campo o con una imagen satelital, de tal manera que cada valor es denominado “Error de inclusión o conjunción”, (Congalton, *et al.*, 1991).

El Índice Kappa evalúa estadísticamente la correspondencia en una matriz entre las clases de ocupación del suelo derivada de la clasificación supervisada con la ocupación del suelo real, obtenido con puntos de muestreo in situ utilizando la fórmula:

$$K = \frac{\sum \pi_{ii} - \sum \pi_i \sum \pi_i}{1 - \sum \pi_i \pi_i}$$

En donde r es el número de filas en la matriz; π_{ii} el número de observaciones en la fila i y columna i; $(\sum \pi_i, \sum \pi_i)$ son el total de marginal de fila i y columna i, respectivamente y N es el total de observaciones (Laurente Cajacuri, 2011). El valor de coeficiente puede variar de 0 a 1, entre más cercano este a 1, quiere decir que la concordancia de las clasificaciones será más alta. De acuerdo al valor, éste índice se puede categorizar en seis clases según Cerda y Villarroel (2008) tabla 3.

Tabla 3: Categoría de concordancias de validación para el coeficiente Kappa (Cerda y Villarroel, 2008)

Rango	Concordancia
0	Nula
0.01 - 0.02	Leve

0.21 - 0.40	Acceptable
0.41 - 0.60	Moderada
0.61 - 0.80	Considerable
0.81 - 1.00	Casi perfecta

Por lo tanto y teniendo ya la clasificación de uso del suelo y vegetación se realizó una segunda visita en marzo 2011 a la zona de estudio con la finalidad de corroborar la clasificación de ocupación del suelo del 2009 por ser la imagen más actual. Mediante la prueba denominada Índice Kappa se procedió a realizar el análisis, en donde se utilizó una muestra de 123 puntos de referencia geoposicionados, los cuales se obtuvieron de la segunda visita durante la cual se recorrieron una serie de nuevos transectos. Debido a la poca accesibilidad y topografía de difícil acceso, se escogieron transectos en donde se cubriría una buena muestra representativa de las categorías de ocupación del suelo en la región con la finalidad de tener proporción entre los puntos de muestreo y el área de estudio. Finalmente dichos puntos fueron ocupados en el análisis de certeza aplicando el método descrito por (Chuvienco, 1996), además el mismo análisis Kappa realizado en Arcview 3.2 con la extensión Kappa Analysis 2.1, dio como resultado una matriz de confusión, la cual muestra las clases en las que hubo un posible error o confusión en la clasificación y que se muestra en la de confusión en el apartado de resultados.

5.4.4.- ANÁLISIS DE CAMBIOS MULTI-TEMPORALES

Para realizar el análisis de los cambios de cobertura en la vegetación y uso de suelo se realizó el cálculo de las tasas de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal para cada uso de suelo y tipo de vegetación; las cuales sirvieron para analizar la pérdida o aumento de la vegetación, finalmente se calcularon porcentajes para una mejor interpretación y manejo de los datos.

La fórmula que se empleó para realizar el cálculo de la tasas de deforestación se ocupa como indicador estandarizado de la deforestación y para el monitoreo ambiental en México, en donde dn = tasa de deforestación, S_2 = cobertura forestal del segundo periodo, S_1 = Cobertura forestal del primer periodo y $1/n$ = número de años entre ambos periodos (Ellis, *et al.*, 2008; Palacio-Prieto, *et al.*, 2004)

Posteriormente para evaluar las dinámicas en los procesos de deforestación, se procedió a reclasificar los usos de suelos en Arc Map 9.2 con la ayuda de la extensión Spatial Analyst, usando la herramienta Reclassify. El procedimiento para reclasificar consiste en agrupar los distintos usos de suelo en dos clases, Selva (selva) y Desmontado (acahual-hule-Potrero-cítrico-urbano), esto; para todas las distintas fechas.

Posteriormente se utilizó de nueva cuenta la extensión Spatial Analyst, pero usando una herramienta distinta, en este caso la aplicación llamada Combine, la cual permitió combinar los distintos usos de suelo reclasificados para obtener como resultado las dinámicas multitemporales de cambios de cobertura vegetal ente las fechas 76-90, 90-00, 00-10 y 76-10, obteniendo cuatro distintas categorías de cambios multi-temporales: Cobertura de selva sin cambios, desmontado sin cambios, desmontado a cobertura forestal, y Selva a desmontado. Con las clasificaciones de las imágenes satelitales se calcularon las superficies correspondientes a cada categoría para cuantificar las dinámicas en cambios de cobertura forestal.

5.5.- EVALUACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES Y SOCIOECONÓMICOS ASOCIADOS A LA DEFORESTACIÓN

5.5.1.- MODELACIÓN ESPACIAL MEDIANTE REGRESIÓN LOGÍSTICA BINARIA

La regresión logística ha sido utilizada en numerosos estudios para analizar las variables que modifican los usos del suelo (Cheng y Masser, 2003; Gellrich *et al.*, 2006, Ellis y Porter, 2008). Esta técnica permite analizar la contribución de una serie de variables independientes a la probabilidad de ocurrencia de una variable binomial dependiente, que para este caso, tomará los valores Forestado (0) y deforestado (1) (Tabla 4). La relación entre las variables independientes tabla 4 y la variable binomial dependiente se establece mediante la ec. 1, donde P es la probabilidad de que la variable dependiente sea 1 (deforestado), x_0, x_1, \dots, x_k son las variables independientes y b_0, b_1, \dots, b_k son los parámetros de la regresión. (ec. 1).

Ecuación 1.

$$\ln\left(\frac{P}{1-P}\right) = b_0 * x_0 + b_1 * x_1 + b_2 * x_2 + \dots + b_k * x_k + error$$

Tabla 4.- Variables empleadas en la Regresión Logística.

Variable	Descripción	Fuente	Clase
Forestado	Superficie con cobertura forestal	Elaboración propia de la Clasificación de imagen LANDSAT 2009	Dependiente
Deforestado	Superficie sin cobertura forestal u otros usos de suelo	Elaboración propia de la Clasificación de imagen LANDSAT 2009	Dependiente
Pago por servicios ambientales 2003 - 2010	Superficies que obtienen pago por servicios ambientales	PROARBOL 2010	Independiente
Índice de Marginación 2010	IDW (Inverse Distance Weighting) del índice de marginación	Elaboración propia con base en INEGI 2010	Independiente
Distancia a ríos	ríos perennes	Elaboración propia con base en INEGI 2010	Independiente
Pendiente	Pendiente en %		Independiente
Procampo 2003 Ene - Dic	Superficies que obtienen pago de PROCAMPO	PROCAMPO 2003	Independiente
Población 2010	IDW (Inverse Distance Weighting) de la población Total del 2010	Elaboración propia con base en INEGI 2010	Independiente
Frecuencia de incendios	Superficies incendiadas		Independiente
Tipo de suelos (Edafología)	Tipos de suelo (Edafología)	INEGI 2010	Independiente
Distancia a vías (Carreteras)	IDW (Inverse Distance Weighting) de Carreteras ya sea pavimentadas o de terracerías	Elaboración propia con base en INEGI 2010	Independiente

Para correr el modelo de la regresión logística se recopilaron 9 variables independientes geográficamente representados (tabla 4): 5 variables socioeconómicos (Población INEGI, 2005, Marginación INEGI 2005, Distancia a vías de transporte), 2 institucionales (PSA 04-10, , PROCAMPO), y 4 ambientales (Pendiente, Distancia a ríos, incendios, edafología). La variable dependiente binario consiste de la capa de vegetación reclasificada en forestado (clase de selva) con el valor 0 y deforestado (las demás clases de cobertura de suelo de la imagen 2009 con el valor 1, (figura 5).

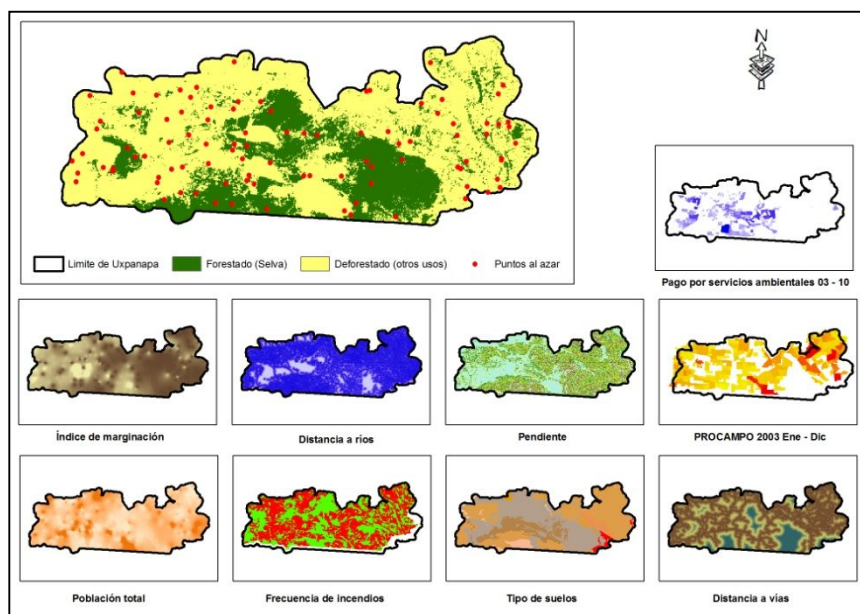


Figura 5.- Capas que se usaron para la elaboración del análisis espacial

En el programa Arcmap 9.2, se calcularon 98 puntos al azar sobre la superficie de estudio para extraer los valores de forestado o no forestado en cada punto así como los valores correspondientes a los variables independientes usando la herramienta Extract y Sample de Spatial Analyst para Arcmap 9.2 y poder realizar una regresión logística binaria.

Sin embargo antes de realizar la extracción de valores se llevo a cabo una corroboración para verificar que no hubiera auto-correlación entre los puntos al azar en relación al variable dependiente de deforestación. Este proceso se realizo mediante la herramienta autocorrelación espacial (Índice de Moran) utilizando el programa Arcmap y su extensión Spatial Analyst, la importancia de esta proceso es la de medir la autocorrelación espacial basada en las ubicaciones y en los valores de las entidades al mismo tiempo, esto mediante un conjunto de entidades y un atributo asociado a cada entidad, de tal manera que evalúa si el patrón expresado está agrupado, disperso o es aleatorio (Andy, M. 2005) (Figura 6).

Se extrajo la tabla de puntos con valores de las variables dependientes e independientes en Excel para poder realizar la regresión logística binaria y una regresión logística binaria de tipo Best Model, usando el paquete Microsoft Office 2007 mediante la

herramienta XLSTAT 2007, sobre una matriz de 9 variables independientes y una dependiente Figura 6 (Fahmy, 1998).

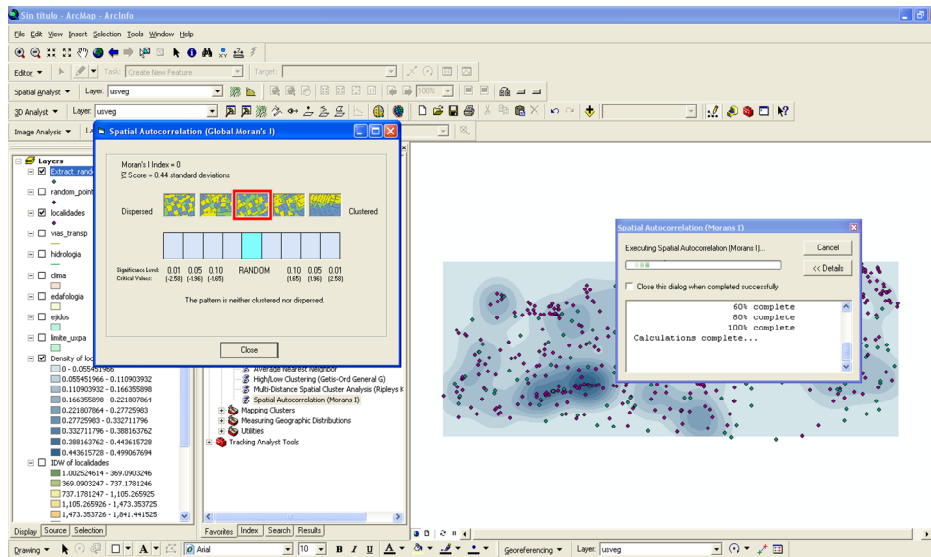


Figura 6.- Corroboración de no correlación en el análisis estadístico.

Además se corrió una regresión logística binaria usando el método de best model (mejor modelo) de tipo predictivo, el cual tiene como objetivo principal obtener de entre un gran número de variables el subconjunto de ellas, dando como resultado una predicción de las mejores variables independientes (Gellrich *et al.*, 2006).

5.5.2.- EVALUACION ESTADÍSTICA DE RELACIÓN DE PSA Y DEFORESTACIÓN

Dentro del presente estudio se evaluó el impacto potencial que tiene la implementación del Programa de Pagos por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en la región de Uxpanapa. En este análisis se compararon estadísticamente los datos de deforestación en los ejidos que tienen PSAH y los que no tienen PSAH, esta comparación se efectuó mediante la prueba “T de Student” en donde se tomaron los ejidos en la región de estudio que contaban con áreas de PSAH del programa de CONAFOR, que para la región son 59 y se seleccionaron al azar otros 59 ejidos sin PSAH de 181 que existen en su totalidad de la región de estudio. El seleccionar al azar los ejidos sin PSAH fue con la intención de evitar algún sesgo con la selección y las características en pérdida de vegetación de la muestra.

La prueba estadística T de Student fue desarrollado por William Gosset en 1908, y perfeccionado por Sir R. Fisher en 1926, siendo Gosset quien firmaba algunos artículos con el seudónimo de Student y por eso el nombre con que se conoce, esta prueba se utiliza para realizar una comparación entre una muestra dependiente o dos o más muestras independientes (Walpole, R., *et al* 2002), en este caso se realizo la comparación de dos muestras independientes. Este tipo análisis se realizo mediante la extensión para Microsoft Excel 2003 denominada XLSTAT 2009 con su modulo T de Student, el cual da como resultados (Numero de variables, Media, Mediana, Moda, Varianza), siendo la media el resultado de mayor interés para este análisis, ya que ayudo a identificar si los servicios ambientales están teniendo un efecto positivo ante la tasa de deforestación y la pérdida de cobertura forestal (Addinsoft, 2007).

5.5.3- ANÁLISIS DE TRANSFORMACIÓN Y CONECTIVIDAD DEL PAISAJE

La conectividad en la fragmentación de los hábitats forestales es la clave para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas de los ecosistemas forestales (Pascual y Santiago, S. 2008). Por lo tanto para complementar el estudio de cambio de cobertura de vegetación, se realizó un análisis de las dinámicas del paisaje, específicamente la evaluación del proceso de fragmentación e impactos en la conectividad de selvas en la región para los años 1976, 1990, 2000, 2009, usando como fuente principal la clasificación supervisada de uso de suelo y vegetación de las imágenes Landsat y Spot de las fechas antes mencionadas.

Las clases resultantes de la clasificación y a las clases a las cuales se les evaluó su fragmentación fueron: Selva, Acahual y potrero, siendo estas las tres clases más representantes y que se encontraron en las diferentes épocas de la zona y que son de interés en los procesos de cambio de uso de suelo.

Para el análisis de paisaje se eliminaron los polígonos de selva menores de 5 ha con el propósito de no considerar polígonos de selva demasiados pequeños que muy probablemente no tengan las características y funciones ecológicas de un hábitat de selva conservada. Se procedió a eliminar estos diminutos polígonos con la extensión Elimínate de el software ArcGis 9.2, en donde se limpió y solo se dejaron los polígonos

con una superficie mínima de 5 ha. El tamaño mínimo de 5 ha también se justifica a consecuencia que se pretenden proponer áreas con pago por servicios ambientales hidrológicos correspondientes a vegetación de selva en la región y la superficie mínima considerada como regla de operación por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) es precisamente de 5 ha (SEMARNAT, 2010).

Una vez que se obtuvieron los polígonos vectoriales con una superficie mayor a 5 ha para cada año de las clasificaciones supervisadas de las imágenes satelitales, se procedió a convertirlas a un archivo tipo raster (celdas), mediante la herramienta Convert to Grid del menú Theme de ArcView), para posteriormente utilizar la extensión Patch Analyst (Versión 3.1), esta herramienta sirve para cuantificar la estructura del paisaje (Elkie *et al.* 1999),

La extensión denominada Patch analyst es una implementación de Fragstats, desarrollada para trabajar dentro del software ArcView - GIS y se encuentra disponible para su descarga y utilización en (<http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>). Patch Analyst permite analizar la información espacial en tres niveles denominados: paisaje, clases y fragmentos de bosques, que para efectos del actual estudio, solamente se enfocará en dos niveles que son: el paisaje en general y por fragmentos (Selvas, Acahuales y Poteros).

Los índices y medidas calculadas con Patch Analyst 3.1 para este estudio fueron: 4 métricas de paisaje y el índice de fragmentación, con la finalidad de facilitar el análisis y comparación entre 1976, 1990, 2000, 2009, (Correa Do Carmo 2001; Kramer 1997 y Gallego 2002).

1.- Número de fragmentos (NP): Aquí se muestra el número total de fragmentos por clase obtenidos en el análisis de fragmentación para todas las épocas de estudio.

2.- Tamaño medio de los fragmentos (AREA MN): Para este resultado el software calcula el área mediana de los fragmentos de cada clase analizada.

3.- Densidad de los fragmentos por cada 100 ha (PA): En este resultado obtendremos la cantidad promedio de fragmentos de una clase contenidos en 100 ha de la región.

4.- Porcentaje de ocupación en el paisaje (PLAN): Este resultado mostrara el porcentaje de ocupación que tiene las clases de uso de suelo conforme al paisaje.

5.- índice de fragmentación por división (DIVISION): Este índice está determinado por el software el cual muestra dos cosas: 1) la probabilidad de que los fragmentos sean divididos en mas fragmentos pero también muestra la probabilidad de que una especie se vuelva a encontrar con otra en ese mismo fragmento. Este resultado es evaluado del 0 al 1 entre más cercano al uno mayor probabilidad de que ocurran las dos hipótesis anteriores.

Adicionalmente, para el análisis en la transformación del paisaje se calculó la conectividad entre fragmentos de selva aplicando el programa Conefor Sensinode 2.2, el cual muestra el Índice de Conectividad Integral (IIC) y el Índice de Probabilidad de Conectividad (PC) (Saura & Pascual 2007). Este cuantifica la importancia, la relación y que tan conectados están los fragmentos en la zona de estudio.

Los archivos de entrada y salida del programa se expresan por medio de archivos con extensión ASCII, por lo tanto pueden ser manipulables fácilmente desde ArcMap o ArcView (ESRI 2004). El resultado IIC es descriptivo y representa el grado de conectividad del paisaje, mientras el resultado PC está basado en el concepto de la disponibilidad de hábitat y las probabilidades de dispersión entre fragmentos. Por lo tanto el PC expresa una estimación de la fortaleza, frecuencia y factibilidad de dispersión entre dos o más fragmentos, además indica la probabilidad de que dos organismos ubicados en cualquier fragmento de hábitat dentro del paisaje puedan dispersarse.

Estos índices a su vez permiten identificar aquellos fragmentos o nodos de mayor importancia estructural para la conectividad y reaccionan a los cambios en la estructura del paisaje, lo cual constituye una herramienta útil para efectos de planificación de la conservación de hábitat (Opdam 2002, Pascual & Saura 2006). Se calculó la distancia euclidiana (Urban & Keitt 2001) entre los bordes de todos los fragmentos iguales o superiores a 5 hectáreas, aplicando un umbral de dispersión de 500 metros (Villard *et al.*

1999), a partir de una clasificación de uso del suelo obtenida de la imagen satelital georeferenciada del 2009.

5.6.- DETERMINACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Entre los objetivos de este estudio destaca la determinación de áreas óptimas y prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la región de Uxpanapa. El software Marxan es una herramienta que permite a los planificadores y tomadores de decisiones diseñar un sistema eficiente para las propuestas en áreas protegidas u otros tipos de zonificación en áreas importantes a conservar, respondiendo a objetos de biodiversidad, distribución de especies, o ocupación humana y con un costo mínimo. Por lo tanto Marxan utiliza un método original, sistemático y replicable, con la finalidad de resaltar las áreas importantes a preservar en una bonificación y con esto determinar espacios prioritarios para proteger; además de ser una de las herramientas más importante y utilizada en el mundo para la planificación de la conservación (<http://www.uq.edu.au/marxan>) (Ball 2000; Ball y Possingham 2000).

5.6.1.- MODELACIÓN DE ESPECIES COMO OBJETO DE CONSERVACIÓN (MAXENT)

Como insumo de objetos de conservación en la determinación de áreas prioritarias se elaboraron modelos de distribución de especies claves y de importancia en la región de Uxpanapa.

El modelado de la distribución potencial de las especies de fauna y flora (*Alouatta palliata*, *Panthera onca*, *Tapirus bairdii*, *Brosimum alicastrum*, *Swietenia macrophylla*) en México se realizó a con el software Maxent (Elith *et al.* 2011; Phillips *et al.* 2006). Los puntos de localización usados para el modelado de las especies fueron tomados de la CONABIO y de ejemplares que tienen los puntos geolocalizados de presencia de las especies como el Taller de Conservación, Análisis y Manejo Planificado para los Primates de México (Rodríguez-Luna *et al* 2009;) y del libro Arboles Tropicales de México. manual para identificación de las principales especies. En la mayoría de los

ejemplares se hizo el cambio de las coordenadas en grados, minutos y segundos a grados con decimales para integrarlos al Modelo Maxent.

Para la predicción de la distribución potencial del jaguar se utilizaron coordenadas geográficas de 151 registros de presencia (Hall, 1981, Figel, et al, 2009, Aranda, M, 1996, SNIB, 2008, Rodríguez-Soto et al, 2011) y puntos georeferenciados del proyecto Evaluación de la distribución, tamaño poblacional y vulnerabilidad de especies amenazadas para determinar áreas y estrategias de conservación prioritaria en la región de Uxpanapa, del Centro de Investigaciones Tropicales.

Para la predicción de la distribución potencial del mono aullador se utilizaron coordenadas geográficas de 146 registros de presencia (Muñoz, 2001, Estrada *et al.*, 2001SNIB, 2008).

Para la predicción de la distribución potencial del tapir se utilizaron coordenadas geográficas de 164 registros de presencia de la CONABIO, 2008 (SNIB, 2008) y de puntos georeferenciados del proyecto Evaluación de la distribución, tamaño poblacional y vulnerabilidad de especies amenazadas para determinar áreas y estrategias de conservación prioritaria en la región de Uxpanapa, del Centro de Investigaciones Tropicales.

Para la predicción de la distribución potencial del árbol ramón se utilizaron coordenadas geográficas de 185 registros de presencia (Pennington y Sarukhán., 2005).

Para la modelación de distribución potencial, Maxent utiliza las variables climáticas, de vegetación y de altitud siguientes (Tabla 5):

Tabla 5. Variables utilizadas para la modelación de la distribución potencial de especies con Maxent.

Variable	Descripción	Fuente
Bio 1	Temperatura media anual	Bioclim 1950 -2000
Bio 2	Media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima	Bioclim 1950 -2000
Bio 3	Isotermalidad o índice de variabilidad de temperatura	Bioclim 1950 -2000
Bio 4	Estacionalidad de la temperatura	Bioclim 1950 -2000
Bio 5	Temperatura máxima del mes más cálido	Bioclim 1950 -2000
Bio 6	Temperatura mínima del mes más frío	Bioclim 1950 -2000
Bio 7	Rango de temperatura anual	Bioclim 1950 -2000
Bio 8	Temperatura media del mes con mayor precipitación	Bioclim 1950 -2000
Bio 9	Temperatura media del mes más seco	Bioclim 1950 -2000
Bio 10	Temperatura media del trimestre más cálido	Bioclim 1950 -2000
Bio 11	Temperatura media del trimestre más frío	Bioclim 1950 -2000
Bio 12	Precipitación anual	Bioclim 1950 -2000
Bio 13	Precipitación del mes más húmedo	Bioclim 1950 -2000
Bio 14	Precipitación del mes más seco	Bioclim 1950 -2000
Bio 15	Estacionalidad de la precipitación	Bioclim 1950 -2000
Bio 16	Precipitación del trimestre más húmedo	Bioclim 1950 -2000
Bio 17	Precipitación del trimestre más seco	Bioclim 1950 -2000
Bio 18	Precipitación del trimestre más cálido	Bioclim 1950 -2000
Bio 19	Precipitación del trimestre más frío	Bioclim 1950 -2000
Alt	Altitud	INEGI 1998
Usveg07	Uso de suelo y vegetación 2007	INFys 2007

Estas variables bioclimáticas tienen una resolución de aproximadamente 1km².

Los archivos de éstas variables bioclimáticas se obtuvieron de la base de datos Worldclim2 (Hijmans et. al. 2005). Los mapas de variables ambientales fueron cortados para incluir sólo el sur del territorio mexicano (sureste). Para recortar las capas de Wordclim2 para el sureste y transformar los archivos a formato ASCII raster se utilizó el software ArcGis. 9.2. (Sherry Inc. 2009), además se utilizó el mismo programa para realizar la presentación de los mapas (modificación de colores, corte, colocación de escala y norte geográfico y sobreposición de límites estatales).

Para la evaluación de los modelos de distribución se utilizó el valor de AUC, el cual mide la habilidad del modelo para discriminar entre sitios donde la especie está presente y en las cuales está ausente (Elith *et al.* 2006). Un AUC de 0.5 significa un modelo que discrimina no mejor que un modelo aleatorio. Por lo tanto valores mayores a 0.5 significaron un modelo adecuado.

El software Maxent muestra las variables ambientales, geográficas y biológicas utilizadas y que tienen un mayor valor explicativo para el modelo, y de esta manera se puede inferir cuales son las exigencias o tipologías ecológicas de cada especie análisis (análisis Jackknife). Además, por cada modelo se mencionan cuales son las variables con más información aportada.

El Programa MaxEnt (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) es una herramienta la cual utiliza un método de “aprendizaje artificial”, mostrando como resultado mapas de distribución geográfica de las especies basándose en la máxima entropía (todos los valores tienen la misma probabilidad de ocurrir). Este algoritmo busca la distribución más cercana a la homogeneidad pero con las restricciones según la información biológica disponible y las condiciones ambientales del área de estudio y de la especie a analizar, de esta forma se calcula la distribución geográfica más probable y aceptable para una especie a partir de la información incompleta. Este programa es el reportado por Steven Phillips, Miroslov Dudik y Robert Schapire (2004), desarrollado con apoyo de los laboratorios de investigación de AT&T, la Universidad de Princeton y el Centro para la Biodiversidad y Conservación del Museo Americano de Historia Natural.

5.7.- MODELACIÓN DE ZONAS PRIORITARIAS A CONSERVAR (MARXAN)

Marxan es un software que ayuda en la toma de decisiones para el diseño de sistemas de reservas ecológicas o de zonas para la conservación. La idea básica para este diseño de reservas es que un planificador de la conservación pueda tener diferentes sitios potenciales, de los cuales podrá seleccionar áreas de conservación que más sean del interés del investigador. Esta aplicación puede incluir diferentes principios y criterios ecológicos, sociales y económicos, por lo tanto Marxan está diseñado para solucionar un tipo particular de problema para la conservación por medio de reservas ecológicas, donde el objetivo es alcanzar una representación mínima de determinados rasgos de la biodiversidad con el menor costo posible (McDonnell *et al.* 2002). Esto se basa en el hecho de que hay más posibilidades de implementar aquellas redes de reserva menos costosas o que afectan menos a la sociedad y al mismo tiempo alcanzar un conjunto de metas cuantitativas para todos los objetos de conservación, esto mediante la zonificación de la zona general en un conjunto de reservas tomando en cuenta las de mayor valor ecológico (Vegetación, Endemismos) (Possingham *et al.* 2000).

Para poder utilizar Marxan se ocupó la extensión para el software ArcView 3.2 denominada CLUZ (Zonificación del uso de la tierra para la conservación), la cual fue elaborada por Bob Smith, del Instituto Durrell de Conservación y Ecología de la Universidad de Kent, quien realizó una interfaz amigable con Marxan. Esta interfaz o extensión de ESRI ArcView ayuda de manera gráfica a que los usuarios puedan transformar los datos a analizar y así tener una conexión dinámica con Marxan y que este pueda funcionar dando como resultados mapas (<http://www.kent.ac.uk/dice/cluz>).

Las siguientes variables (Biológicas, sociales y económicas) son las que se utilizaron como variables de entrada para el análisis de las áreas prioritarias de conservación (Tabla 6).

Tabla 6.- Variables ocupadas para la modelación de áreas prioritarias a conservar con Marxan

Variables	Fuente
Uso de suelo y vegetación 2009	Hernández, G. <i>et al</i> , 2013
Especies (jaguar, tapir)	Proyecto CONACYT folio 108990
Distancia a localidades 2005	INEGI 2005
Polígonos con Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos	CONAFOR 2003 - 2010

La selección final de estas variables se utilizó para obtener salidas gráficas, mediante la denominada función de la “mejor solución”, esta muestra como resultado los sitios prioritarios de conservación (Pressey *et al.*, 1994).

Para realizar este análisis de planificación sistemática se utilizó el programa Marxan, esta herramienta fue creada específicamente para planificar zonas en sistemas de reservas (Possingham y Ball, 2000). Este programa se basa en la aplicación de un algoritmo de selección que considera la complementariedad y el diseño espacial de las reservas, teniendo como objetivo final representar adecuadamente un conjunto de especies en la menor y más compacta área posible, reduciendo así la fragmentación de las superficies de estudio, de esta manera se reducen los costes de conservación mientras que aumenta la probabilidad de persistencia de la biodiversidad (Possingham y Ball, 2000).

El análisis se realizó utilizando una retícula de 50 hectáreas cuadradas, tomando en cuenta los modelos de predicción de Ochoa-Ochoa (2006). Para evaluar este proceso se realizaron tres pruebas:

- 1.- Modelación solo con la variable vegetación del 2009 (Hernández, G. *et al*, 2013).
- 2.- Modelación con las variables uso de suelo y vegetación 2009 (Hernández, G. *et al*, 2013) y especies en peligro de extinción NOM-059-SEMARNAT-2001 (jaguar, tapir), estos puntos georeferenciados de presencia de las especies, fueron tomados del proyecto Evaluación de la distribución, tamaño poblacional y vulnerabilidad de especies

amenazadas para determinar áreas y estrategias de conservación prioritaria en la región de Uxpanapa, del Centro de Investigaciones Tropicales, CONACYT.

3.- Por último se tomaron en cuenta las dos variables antes citadas (uso de suelo y vegetación 2009 y fauna que habita la región de Uxpanapa, jaguar, tapir), además se agregaron las capas de distancia a localidades (2km) de INEGI 2005 en donde se excluyeron aquellas zonas que se encuentren en un perímetro de 2km de cada localidad y los polígonos de Pago por servicios ambientales 2003 – 2010 de CONAFOR.

A cada modelación se le agregaron más variables con la finalidad de reducir las zonas de protección o conservación a su máxima capacidad como lo menciona Possingham y Ball en el 2000, en donde explican que a mayor compactación o restricción de los fragmentos mayor probabilidad existe de que se conserven las zonas con aptitud de conservación así como los fragmentos cercanos, pudiendo llegar a propiciar la conectividad.

Las simulaciones se hicieron con repeticiones de 500 corridas, con un millón de iteraciones cada una, los resultado fueron calificados en cuatro criterios ecológicos, identificados por Roberts *et al.* 2003: (1) Disponibilidad, (2) Transición, (3) Amortiguamiento, (4) Conservación y (5) Limite urbano 2km.

1) Disponible: Siendo estas zonas las que tienen alguna ocupación actual de uso de suelo comercial (agrícola, pastizal o agroforestal), y el uso de suelo puede ser cambiado entre éstas u otras actividades.

2) Transición: Son las áreas con vegetación de tipo acahual (vegetación secundaria) principalmente, las cuales están en proceso de crecimiento, sin embargo estos fragmentos tiene la probabilidad de ser transformados para tener un uso de suelo forestal, agrícola o en pastizal.

3) Amortiguamiento: Estas son zonas localizadas entre la las áreas probables a conservación y las áreas con un uso de suelo económico (agrícola o ganadero), la función de esta clase, es la de mitigar los efectos sociales o naturales hacia la vegetación selvática, ya sean acahuales viejos o selva conservada.

4) Conservación: Para esta categoría se muestran las zonas con mayores probabilidades y aptitudes para su conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz.

5) Limite urbano 2km: En esta clase se excluyen las áreas con un búfer de 2km a partir del punto de referencia de las localidades del 2005 georeferenciado por INEGI, estas zonas son omitidas por el modelo para así evitar tener áreas de protección muy cercanas a las localidades.

6.- RESULTADOS

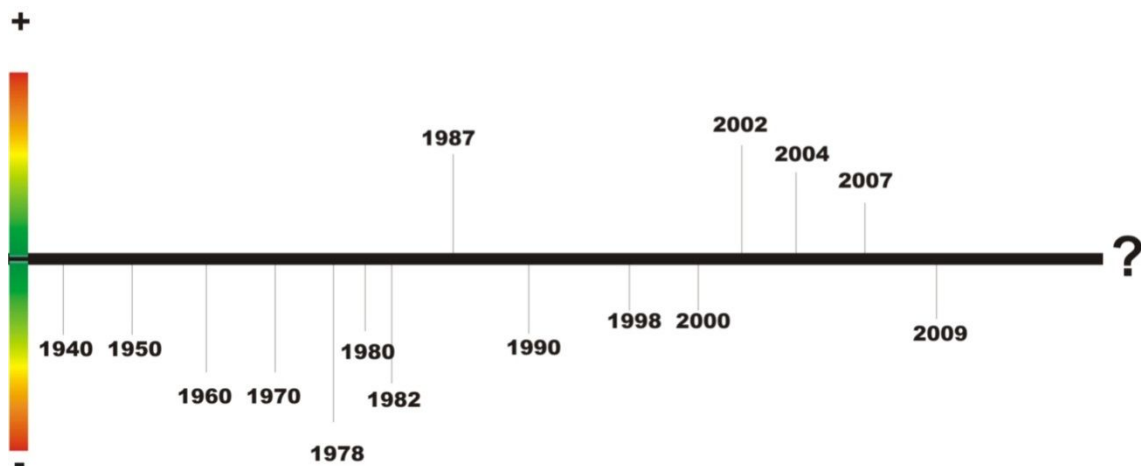
En los resultados que a continuación se presenta 1) la descripción histórica y socioambiental relacionada con la deforestación y cambio de uso de suelo, 2) los procesos de cambio de cobertura de vegetación y uso de suelo, 3) las características de transformación de paisaje, 4) la distribución potencial o nicho ecológico de especies claves y 5) las aéreas prioritarias para la conservación de biodiversidad en la región de Uxpanapa del Estado de Veracruz.

6.1.- DESCRIPCIÓN HISTÓRICA-SOCIAL

La región por si sola tiene una larga historia cultural, económica y social pero también de mucha importancia ambiental y ecológica. En la descripción realizada a continuación se detallan los factores históricos sociales más importantes que han impactado a la región a partir de los años 40, siendo esto lo que ayudará a reconocer los daños ecológicos en el área de estudio.

6.1.1.- COLONIZACIÓN Y POBLACIÓN

Como se puede observar en la línea del tiempo de la figura 7, se resumen los acontecimientos importantes negativos que propiciaron la degradación de la región de Uxpanapa, así como algunos factores positivos que han ayudado o pretenden contribuir con la conservación y mantenimiento de la región, abarcando de 1940 al 2009 que fue la fecha en que se realizó este estudio.



- 1940 - 1950.- Dirección de Asuntos Agrarios y Colonización reparte y divide la región
- 1960 - 1970.- Implementan desarrollo de infraestructura en la región por medio de la Comisión del Papaloapan, creación de nuevos centros de población y crisis agrícola, reacomodo de grupos étnicos de otras regiones en la zona, deforestación de las selvas para uso agrícola.
- 1978.- Implementación de apoyos y usos de suelo destinados a la ganadería
- 1980.- De las múltiples zonas ganaderas de la región Uxpanapa ocupaba el menor índice de agostadero.
- 1982.- Erupción del Volcán Chichonal y los habitantes de esta zona son reubicados en Uxpanapa.
- 1987.- La IUCN propone a la Región Uxpanapa como una reserva ecológica.
- 1990.- Continúan los apoyos gubernamentales destinados a la ganadería y la agricultura.
- 1998.- Se registra un incendio el cual daña alrededor de 28 mil Ha.
- 2000.- La vegetación secundaria que se habían regenerado se pierden, convirtiéndose en áreas ganaderas
- 2002.- El Gobierno de Miguel Aleman, dona 6 mil Ha, para que sean decretadas como ANP
- 2004.- Inician los primeros apoyos de pago por servicios ambientales PSAH de CONAFOR
- 2007.- PRONATURA en conjunto con otras organizaciones gubernamentales, hacen una evaluación ecológica.
- 2009.- Las tasas de deforestación de las selvas siguen manteniéndose altas.

Figura 7.- Sucesos históricos importantes positivos y negativos hacia la degradación de las selvas y conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz.

En 1944, la ciudad de Tuxtepec vivió una de las muchas catástrofes naturales de su historia, una inundación que ocasionó que sus calles se inundaron hasta dos metros de altura por el desbordamiento del río Papaloapan, y a lo que la prensa tituló como la Tragedia de Tuxtepec, esta inundación afectó cerca de 500,000 hectáreas de cultivos y pastos, causando daños por 30 millones de pesos mexicanos. Debido a esta inundación, el gobierno federal al mando del presidente Manuel Ávila Camacho emitió un Acuerdo Presidencial que declaraba de utilidad pública el estudio y construcción de las obras de control del río Papaloapan (Rodríguez-Vallejo, 1977).

Producto de esta inundación y por el potencial para el desarrollo agrícola, ganadero y desarrollo rural del sur de México, se crea la Comisión del Papaloapan o Comisión Ejecutiva del Papaloapan (CODELPA, 1946-1984). Este organismo pertenecía al Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables de la que en ese entonces se llamaba Secretaría de Recursos Hidráulicos de México, cuya función principal estaba establecida en el Artículo 1° del Decreto del 26 de febrero de 1947, mencionando: "Para planear, diseñar y construir las obras requeridas para el integral desarrollo de

la extensión del país que constituye la cuenca del río Papaloapan." A esta Comisión según el Artículo 3°, se le otorgó también las más amplias facultades para la planeación y construcción de todas las obras en defensa de los ríos, aprovechamiento en riego, desarrollo de energía y de ingeniería sanitaria, creación de vías de comunicación comprendiendo vías de navegación, puertos, carreteras, ferrocarriles, telégrafos, y las relativas de creación y ampliación de poblados, y tendrá también facultades para dictar todas las medidas y disposiciones en materia industrial, agrícola y de colonización, del desarrollo integral de la cuenca del Papaloapan (Rodríguez-Vallejo, 1977; Aguirre Beltrán, 1992).

Entre 1940 y 1960 habían llegado a la zona de Uxpanapa vecinos de los estados circundantes, algunos colonos espontáneos carentes de tierra para trabajar en su lugar de origen, además de que no contaban con apoyo institucional y vivían en extrema pobreza e insalubridad (Szelkey y Restrepo, 1988).

En 1958 con los presidentes Adolfo López Mateos y Gustavo Díaz Ordaz se retomó el régimen ejidal como medio para impulsar la colonización, ellos mencionaban que todas las superficies disponibles debían destinarse a la constitución de ejidos y a la ampliación de los existentes, y que esta colonización podía efectuarse tanto en tierras nacionales como en propiedades privadas (Revel-Mouroz, 1980).

Entre los años 1960 y 1970, la Dirección de Asuntos Agrarios y Colonización (DAAC) dividió el territorio de la región del Uxpanapa en más de 100 ejidos, afectando con ello tanto tierras privadas, como tierras nacionales que ya se encontraban establecidas. Sin embargo, estas acciones de dotación de tierras ejidales carecieron del apoyo de infraestructura y servicios, por lo que frente a la enorme presión sobre la tierra se propició una colonización poco planeada, que derivó en un gran deterioro para las selvas del istmo veracruzano (de Teresa, *et al.*, 2000).

En lo que hoy es el Municipio de Uxpanapa los ejidos comenzaron a poblarse entre 1968 y 1970 (Ewell y Poleman, 1980), sin embargo el primer asentamiento data de fines de los años 60's, estando constituido por 42 familias Totonacas que habían decidido establecerse cerca del río de Uxpanapa, a cada familia el gobierno les había dado el

derecho legal de 20ha, dicho asentamiento humano se localiza en el Ejido Carolino Anaya (Szekely y Restrepo 1988).

En 1970 otro grupo de alrededor de 20 familias de migrantes se trasladó del norte del estado de Veracruz con varias familias Totonacas hacia el Ejido Plan de Arroyos, este movimiento recibió apoyo del DAAC (Szekely y Restrepo 1988). Por otro lado, en el Ejido Niños Héroes se establecieron familias migrantes de Zongolica, Tezonapa y Orizaba antes de efectuarse el reacomodo por la construcción de la presa Cerro Oro (de Teresa, *et al.*, 2000).

Para 1973 la Comisión del Papaloapan tenía identificados en la región de Uxpanapa un aproximado de 300 familias con un total de 1,300 personas aproximadamente, estas se distribuían en 16 poblados bajo el régimen de ejidatarios. A estos habitantes el gobierno les asignó un técnico el cual les mostró los beneficios de los terrenos, además se realizaron acciones sanitarias para erradicar la malaria y hacer una ocupación duradera (Szekely y Restrepo, 1988; Cruz, 1997). En este mismo año se decretó la expropiación de la superficie que sería ocupada por la presa Cerro de Oro en Ojitlan, Oaxaca, afectando 15,000 ha de terrenos ejidales y comunales, correspondiendo a 53 ejidos de cuatro municipios, además 6,500 ha de pequeña propiedad y 500 ha de lagunas y pantanos propiedad de la Nación (Szekely y Restrepo, 1988, de Teresa, 2000).

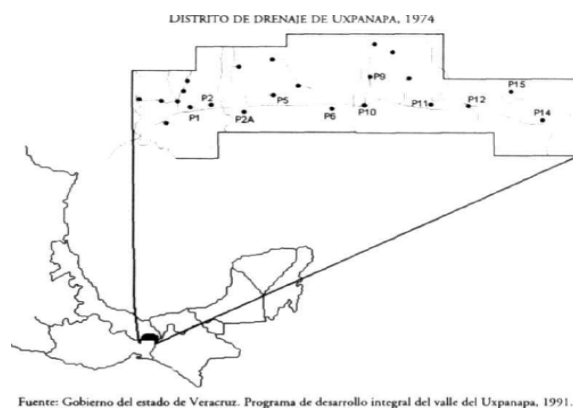
Estos Chinantecos reacomodados fueron distribuidos en 110 ejidos entre los estados de Veracruz y Oaxaca, quedando 35 ejidos dispersos en territorio Oaxaqueño, entre los municipios de Ojitlán, Usila, Jalapa de Díaz, Tuxtepec, Santa María Jacaltepec, Soyaltepec y en la periferia de la presa Miguel de la Madrid. Por parte del estado de Veracruz se distribuyeron en 14 municipios, de los cuales los de mayor interés fueron Jesús Carranza, Minatitlán, Coatzacoalcos y Las Choapas. Entre estos municipios se construyó el distrito de drenaje de Uxpanapa, en donde inicialmente se preveía la construcción de 16 poblados de reacomodo, sin embargo solo se construyeron 13 (Tabla 7) (Figura 7) y 39 ejidos, los que no se consolidaron (3, 4, 8, 16) por lo que crearon nuevos poblados como en el poblado 14 donde recibieron lotes con dimensiones menores y poco apoyo para la construcción de sus viviendas o se reacomodaron en los ya existentes, el resto de los desalojados (36 ejidos), pasaron a formar parte de los municipios de Tlaxiacoan, Ignacio de la Llave, Tres Valles, Cosamaloapan, Alvarado,

Villa Azueta, Isla, Santiago Tuxtla, Juan Rodríguez Clara y San Juan Evangelista (Oropeza, E, 2000, de Teresa, 2000).

Tabla 7.- Número de habitantes por poblado en 1983, fuente Pérez, Lomeli, 1984.

POBLADO	MUNICIPIO	HABITANTES
1	J. CARRANZA	1,052
2	MINATITLAN	632
2A	MINATITLAN	11,765
5	MINATITLAN	886
6	MINATITLAN	485
7	HIDALGOTITLAN	393
9	MINATITLAN	536
10	MINATITLAN	11,903
11	MINATITLAN	731
12	HIDALGOTITLAN	557
13	HIDALGOTITLAN	178
14	HIDALGOTITLAN	416
15	HIDALGOTITLAN	11,100
TOTAL		7,634 Hab.

Figura 8.- Distribución de los poblados en Uxpanapa, 1974.



Fuente: Gobierno del Estado de Veracruz, Programa de desarrollo integral del Valle del Uxpanapa, 1991.

En 1974 comenzó la construcción de infraestructura urbana (sistema de agua potable y alcantarillado), para los poblados 1 y 2, para 1975 se crearon los poblados 5 y 7 y un año más tarde en 1976 se construyeron los poblados 2-A, 6, 9 y 10, esto propicio que en 1978 se iniciara la apertura de brechas, así como la notificación y nivelación de los poblados 13 y 14, y hasta 1982 se construyó el sistema de agua potable hasta el poblado 13 (SARH, 1984).

Es importante mencionar que los primeros poblados se localizaban lejos de ríos y lagos a pesar de que los Chinantecos estaban acostumbrados a vivir cerca de los ríos, por lo

tanto la Comisión del Papaloapan en 1977 decidió construir cuatro pueblos grandes en vez de ocho pequeños y ubicarlos cerca de los ríos, quedando de la siguiente manera: poblado 11 cerca del río Oaxaca, el poblado 12 entre los ríos Uxpanapa y Oaxaca y el 14 a las orillas del río Uxpanapa, además la construcción de sus casas corrió por cuenta de cada ejidatario con apoyo de subsidio de materiales y un salario diario para su sobrevivencia (Ewell y Poleman, 1980).

En 1973 se inició la construcción del camino troncal que comunica los poblados de Uxpanapa entre sí y con la carretera transistmica, teniendo una longitud de 120km con un tiempo estimado de trabajo para su finalización de dos años, al mismo tiempo se construyeron dos pistas de aterrizaje en los campamentos Hermanos Cedillo y La Raya. Los puentes existentes fueron provisionales creados con láminas y estructuras metálicas estrechas por las que apretadamente podía circular un vehículo, con excepción de los situados sobre los ríos Corte, Chalchijapa y Solosúchil (SARH, 1984).

El Programa Nacional de Desmontes mejor conocido como PRONADE de 1972-1983 autorizado por el presidente Luis Echeverría Álvarez, fue un programa gubernamental mexicano que pretendía talar un total de 24.598.797 ha es decir el 12% del territorio nacional (en su mayoría de selva alta perennifolia y selva mediana perennifolia y caducifolia) con el objetivo de convertir esas tierras en pastos para el ganado, pues consideraba que la vegetación original no era económicamente rentable. Este decreto provoco la tala de 3 millones de hectáreas de selvas húmedas, principalmente en los estados de Veracruz, Tabasco y Chiapas (Toledo, *et al*, 1989).

La segunda etapa del proyecto de colonización del Uxpanapa y del desmonte masivo se realizó con maquinaria pesada en los años 1974 a 1977. En este periodo se derribó cerca de 85,000 ha de selva. Del total de área derribada solo el 26% fue apto para la agricultura (21mil ha), por lo tanto el terreno restante fue utilizado en su mayoría para darle impulso a la ganadería, la construcción de núcleos urbanos y caminos que comunicaban los poblados entre si (Ewell y Poleman, 1980).

En 1982 hace erupción el Volcán Chichonal localizado en el estado de Chiapas, este evento a su vez propicia la evacuación de habitantes Zoques, los cuales al perder sus tierras y su infraestructura, se desplazan hacia el Uxpanapa, en donde fueron apoyados

por el gobierno para donarles tierras que pudieran cultivar y vivir, evitando el riesgo de pérdidas humanas por dicho fenómeno natural (Velasco, 1990).

En 1997 el Gobernador del estado de Veracruz Patricio Chirinos Calero, sometió una iniciativa a la H. Legislatura para la creación del municipio libre de Uxpanapa, siendo aprobada el 18 de enero del mismo año, afectando 938 km² de Minatitlan, 377 de Hidalgotitlán, 228 km² de Jesús Carranza y 154km² de Las Choapas, quedando el municipio de Uxpanapa con un total de 9,130 km² (Gobierno del Estado de Veracruz, 2000).

En 1998 el Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) registró 14,445 incendios en una superficie de 849,632 ha para toda la Republica Mexicana, de las que el 30% (250m Ha) se encontraban con la confluencia con Los Chimalapas (Oaxaca), Uxpanapa (Veracruz) y la Reserva de la Biosfera El Ocote (Chiapas). El impacto social del incendio tuvo sus repercusiones ya que a partir del año 2000, hubo procesos de emigración a Estados Unidos y el norte de México. Además los conflictos en materia agraria (pocos recursos a la agricultura, malas tierras para los cultivos) y ambiental (incendios y deterioro de la biodiversidad) explican los problemas que motivaron a la población a buscar opciones económicas fuera de la región (Gómez, M., 2009).

El municipio de Uxpanapa cubre en totalidad la zona de estudio y presenta un alto crecimiento poblacional (tabla 8). A partir de su creación como municipio independiente en 1997 su población ha ido en aumento teniendo una tasa poblacional del 1.06 % de 1955 al 2000 y duplicándose del 2005 al 2010 en 2.03% a pesar de la migración, como se puede observar en la Tabla 9 (SEFIPLAN, 2010). Además es importante mencionar que el Consejo Nacional de Población (CONAPO) en el 2010, cálculo el grado de marginación para Uxpanapa resultando este ser muy alto con un índice de 38.3%, ocupando el 38vo lugar a nivel estatal. Con respecto al nivel de estudio encontró que solo el 43% de la población entre los 15 años y más, cuenta con estudios de primaria completa.

Tabla 8, Habitantes del municipio de Uxpanapa, Veracruz.

Año	Total	Hombres	Mujeres	Proporción estatal %
2010	27,346	13,681	13,665	0.36
2005	24,906	12,301	12,605	0.35
2000	23,461	11,889	11,572	0.34
1995	NA	NA	NA	NA
1990	NA	NA	NA	NA
1980	NA	NA	NA	NA

Fuente: INEGI. Censos y Conteos de Población y Vivienda, 1980 a 2010.

Tabla 9, Tasa de crecimiento para el municipio de Uxpanapa, Veracruz.

Periodo	Tasa (%)
2005 – 2010	2.03
2000 – 2005	1.06
1995 – 2000	NA
1990 – 1995	NA

Fuente: Estimaciones de SEFIPLAN con datos de INEGI.

6.1.2.-DESARROLLO ECONÓMICO

A partir de las inundaciones de Tuxtepec (1944), se implementó la creación de presas (Miguel Alemán, Cerro de Oro), aunado al decreto de programas de desmonte y desarrollo agrícola ganadero para la región de Uxpanapa, Chimalapas. Entre las décadas de los 40s y 60s, se implementaron múltiples proyectos de desarrollo económico y políticas públicas para esta región como: plantaciones de hule para obtener el Látex, cultivos de naranja, además de algunos otros cultivos (arroz y cereales) y apoyos ganaderos como cabezas de ganado a quienes tuviesen pastos en sus dotaciones de terreno (Velasco, 1990; Aguilera, 2004).

A principios de la década de los 60s, se vive una crisis agrícola nacional que se agudiza con el aumento de la tasa poblacional de un 3.5%, es entonces cuando proponen al sureste de México como la solución económica y de seguridad alimentaria. Dicha propuesta consistía en aprovechar los recursos naturales y poblar el territorio, con la finalidad de aumentar la producción de alimentos básicos y generar el desarrollo regional que aumentara el empleo rural, para evitar la pobreza así como habilitar mercados para la venta de los productos manufacturados. Los ejemplos más emblemáticos fueron los llamados Programas de Desarrollo Agropecuario en el trópico

húmedo mexicano como el Plan Chontalpa en Tabasco en 1970 con cerca de 50000 ha drenadas y deforestadas y el Plan Balancán-Tenosique en Tabasco en 1965 con cerca de 60 ha de selva deforestadas, así como el plan de reacomodo para los desplazados de la presa Cerro de Oro en Uxpanapa, Veracruz en 1973 (Tudela, 1989; Velasco, 1990).

A los nuevos habitantes de Uxpanapa (Chinantecos provenientes de Oaxaca) se les propuso como fuente de empleo la plantación de árboles de hule, el cual fue introducido por la Comisión del Papaloapan en la década de los sesentas, estos cultivos actualmente se ubican de manera localizada en cinco poblados de esta zona limítrofe que son: Poblado 10, Poblado 11, Poblado 12, Poblado 5 y Poblado 6. El hule se comenzó a cultivar en almácigos y después se llevó a viveros donde se cuidaban por espacio de nueve o diez meses; después eran trasplantados a las tierras fértiles, siendo estas por lo general las que se ubicaban en las planicies con buen drenaje, sin embargo al no funcionar el proyecto modernizador de la zona, los campesinos de la región retomaron la estrategia de apropiación del entorno ecológico, en donde comenzaron a cultivar en su parcelas frutales (cítricos y plátano) además de hortalizas, con una obtención periódica de carne mediante la caza y pesca (Toledo, 1994).

En 1978, comenzó con un gran impulso la ganadería para la región, en la cual se determinó cultivar pastos de diferentes variedades como: Estrella blanca, Bermuda, Santo Domingo, Jaragua, Privilegio, Alemán, y algunas leguminosas. Adicionalmente se impulsó el establecimiento de cultivos perennes como caña de azúcar, hule, palma africana, plátano, aguacate, mango, zapote, mamey, coco, café, limón, naranja, cacao y yuca (Toledo, 1994). Sin embargo estos cultivos no están exentos de problemas por ejemplo, la caña de azúcar requiere de grandes extensiones de tierra (entre 2 mil y 5 mil hectáreas) y calidad de suelos para hacer rentable la producción y la construcción de un pequeño ingenio (Velasco, 1990). De igual forma este cultivo consume grandes cantidades de nutrientes del suelo y demanda fuertes cantidades de agroquímicos. Esto tiene un impacto en la rentabilidad, el deterioro de los suelos y los recursos hídricos. La experiencia de este cultivo en la zona fue un fracaso debido a el desplome del precio del azúcar en el mercado mundial (Velasco, 1990).

En el año 1988 se realizó la I reunión de la Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales (RIEPT) (Pizarro, 1988), en dicha reunión se realizó una comparación sobre

la ganadería de diferentes regiones para el año de 1980, encontrando que el área del Uxpanapa, Las Choapas, San Juan Evangelista, Sayula de Alemán, Jesús Carranza, parte de Hueyapan de Ocampo y Agua Dulce tenían un coeficientes de agostadero entre 0.8 y 1.5 animales por hectárea. Sin embargo, Catemaco, San Andrés Tuxtla, Sotepapan, Mecayapan, municipios comprendidos en la zona de la Sierra de los Tuxtla y Santa Marta tenían coeficientes entre 1.51-3.50 animales por hectárea. Oaxaca presentaba índices que llegan a tener coeficientes entre 9.51-12.0 cabezas de ganado por hectárea y hasta de 32.04 animales por hectárea (Solano, 2001). Esto demostró la ineficiencia y poca productividad de la actividad ganadera en la región de Uxpanapa y sus alrededores.

Además el proyecto de colonización incluyó obras de infraestructura (construcción de carreteras, puentes, centros de población, etc.) y una inversión total de 1,500 millones de pesos, de los cuales 1,200 procedían de un crédito del Banco Mundial, este debería estar concluido hacia mediados de 1976 y quedó bajo la responsabilidad de la Comisión del Papaloapan, organismo dependiente de la Secretaría de Recursos Hidráulicos, en donde a la par, se encontraba en proceso de construcción la carretera cuyo trazo va de Ocozocoautla, Chiapas a Las Choapas y que atravesaría por la mitad de la región de Uxpanapa (Martínez, J. 2003).

La ganadería de los 80's es apoyada por la banca de desarrollo rural del Gobierno Federal (BANRURAL), quien otorgó créditos en diferentes momentos, no sólo a los reacomodados sino también a los ejidatarios de la zona Zoque. Para esta zona del Valle de Uxpanapa, los primeros créditos se destinaron al desmonte, al acondicionamiento de viveros y a la compra de ganado. Posteriormente otorgaron apoyos a los ejidatarios que contaban con una superficie empastada, en donde la mayoría de los ejidatarios poseían un número limitado de cabezas (entre dos y cinco) en aproximadamente 10 ha por cabeza y la consideraban un recurso de reserva, mientras que los verdaderos ganaderos tenían más de treinta cabezas, conformando una élite asociada al comercio y al transporte (Guzmán, 1992). Así, los poblados 1, 2 y 2-A producen principalmente naranja y ganado mayor; en el poblado 6 predomina la ganadería; en el 5 y en el 7, el hule y la naranja; en los ejidos del poblado 9 convergen la producción de naranja, hule y ganado mayor. En los poblados 10 y 11 la actividad económica fuerte es el hule; en el

12, la ganadería; el poblado 14 se orienta a la producción de chile con fines comerciales (de Teresa, *et al.*, 2000).

Para el año 2000, la principal actividad en la zona fue la ganadería, destinándose para ello una extensión de 350,000 hectáreas de pastos cultivados y naturales, para cría de ganado bovino, caprino, porcino, ovino y equino. Además en la región se podían encontrar granjas avícolas y centros apícolas. El tipo de producción ganadera dominante es ganadería extensiva. El ganado bovino ocupaba el primer lugar con mayor número de cabezas; en segundo lugar, el ganado porcino; y, en tercero, el ovino y equino y en menor número el ganado caprino (INEGI, 2003, Gutiérrez, C. y J. Dorantes 2004).

Según la SEMARNAT la zona de Uxpanapa, Veracruz, se encuentra comprendida dentro de la región forestal “Choapas – Uxpanapa”, la cual comprende 11 municipios entre ellos Uxpanapa. La mayoría de los aprovechamientos forestales, se realizan en terrenos agropecuarios, se cuenta con un total de 24 permisos registrados en el año 2001, con un volumen autorizado de más de 11 mil metros cúbicos, en donde el 98% de las especies con mayor aprovechamiento son las denominadas “comunes tropicales” (cedro rojo (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*), teca (*Tectona grandis*), súchel (*Cordia alliodora*), eucaliptos (*Eucalyptus spp*). Además se encuentran las llamadas maderas duras como los encinos con menos del 1% de extracción (INEGI, 2001, Gutiérrez, C. y J. Dorantes 2004).

Otro producto aprovechado es el carbón con una producción de 50 m³ solo en la región de Uxpanapa, además hay aprovechamiento de los denominados productos forestales no maderables con: 309 toneladas de hoja de palma camedor (*Chamaedorea spp.*), producción de hule (*Hevea brasiliensis*) y 113 toneladas de caña de bambú (Comprende *Bambusa spp* y *Guadua angustifolia*) al año (Gutiérrez, C. y J. Dorantes 2004). La zona cuenta con 10 aserraderos, 23 carpinterías, 5 talleres de fabricación de carrocerías, mueblería, centros de almacenamiento de palma camedor, centro de almacenamiento y transformación de productos maderables y fábrica de cajas de puros (INEGI, 2003, Gutiérrez, C. y J. Dorantes 2004).

Según SEMARNAT (2003), en la zona se han promovido las plantaciones forestales comerciales teniendo un aproximado de 3,673ha plantadas, con especies tropicales como: el cedro rojo (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*), teca (*Tectona*

grandis), melina (*Gmelina arborea*), súchel (*Cordia alliodora*), eucaliptos (*Eucalyptus spp*) y primavera (*Tabebuia donell-smithii*).

6.1.3.- DEFORESTACIÓN Y CONSERVACIÓN

La región de Uxpanapa es un caso ejemplar de la deforestación de selvas en México. A partir de la década de 1970, el deterioro de las selvas del Uxpanapa se vuelve notable con la implementación de programas de colonización y reubicación de poblados indígenas debido al desarrollo de presas hidrológicas en sus territorios originales (Éric, *et al.*, 2000; Ewell, *et al.*, 1980; Velázquez, A., *et al.*, 2000).

La Comisión del Papaloapan declaró que de las 11,240 hectáreas de uso agrícola deforestadas en 1974, solo el 26.4 por ciento de ellas pudo ser aprovechado para producir. Concluyendo que el fracaso se debió a un error técnico más que a uno de planeación (Teresa, 2000), “*el clima favorece el desarrollo de plagas y limita el uso de la maquinaria agrícola*” (Teresa, 2000).

En los 70's, mediante un decreto presidencial para un programa de desmonte (Szekely, *et al.*, 1988a) el proceso de deforestación y degradación fue dirigida hacia las selvas conservadas con árboles de hasta 30 m de altura (Ewell, *et al.*, 1980; Gómez-Pompa, 1979). La deforestación y transformación del paisaje en la región se caracterizó en la expansión de superficies para la ganadería extensiva, y la agricultura de plantaciones de hule entre los años 1975-77 y cítricos en 1983 (Éric, *et al.*, 2000). Siendo las causas inmediatas después de la deforestación para la ocupación del suelo en el sur del estado de Veracruz. Estas causas concuerdan con estudios a nivel global sobre los factores principales de deforestación en los trópicos (Geist H. J. Y Lambin, 2001).

En el año 1987 la IUCN propuso la creación de una reserva en la región del Uxpanapa y recomendó la protección de toda el área forestada de Uxpanapa-Chimalapa (IUCN 1990).

Es factible la creación de una sola y muy extensa reserva que abarque lo más que se pueda de la selva zoque intacta. Quizá eso puede lograrse mediante la creación de una reserva de la biosfera. Sin embargo, mientras persistan las amargas disputas

regionales por la tenencia de la tierra, la imposición de un decreto federal solo empeoraría la situación. Por ahora, son mejores los esfuerzos de conservación en pequeña escala realizados con la participación total de las comunidades campesinas locales (IUCN 1990).

Hacia el año 2000 las zonas que eran ocupadas por vegetación selvática y secundaria y vegetación inducida se pierden, convirtiéndose en una mancha de pastizales y agricultura, siendo estos cambios los que abarcan casi la totalidad del istmo veracruzano reduciendo aún más a las pocas extensiones de Selva Alta perennifolia del Uxpanapa y Las Choapas (Solano, S., 2001).

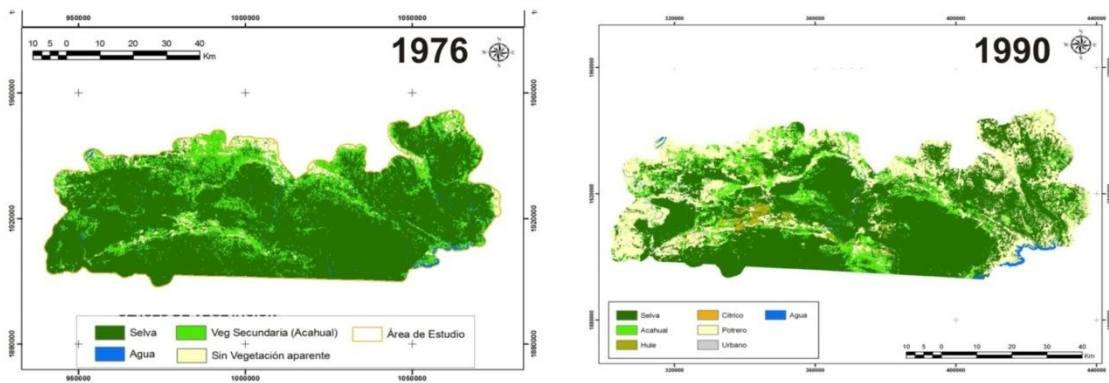
El 6 de junio del 2002 se publicó en el diario de Xalapa, una iniciativa complementaria a la propuesta del Taller de la Selva Zoque. Las autoridades y habitantes del municipio de Uxpanapa Veracruz, entregaron al Gobierno del Estatal 6,060 hectáreas de selva tropical para que sean decretadas área natural protegida, el Gobernador de esa época (Miguel Alemán Velasco), mencionó que con esta donación se aseguraban semillas para producir millones de plantas tropicales que servirían para reforestar algunas cuencas hidrológicas y áreas verdes del sur del estado, así como también se conservarían y multiplicarían animales que habitan la región.

En el año 2007 PRONATURA realizó una caracterización social y ambiental en la región del Valle de Uxpanapa solicitado por el Gobierno del Estado de Veracruz y la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como línea base la para la propuesta de una Reserva de la Biosfera para esta región en Veracruz. No obstante, todos los proyectos que se han otorgado y aplicado en la zona de estudio, no han logrado tener el funcionamiento y desarrollo adecuado, debido posiblemente a los malos manejos económicos, a las malas planeaciones y a la falta de integración del conocimiento científico en este tipo de proyectos (Shamara, 2004). Por lo tanto en octubre del 2011 se puso a discusión y aprobación los límites de lo que deberá ser la región de Uxpanapa para decretarse como Área Natural Protegida (ANP). Sin embargo hasta la fecha se continúan analizando los lineamientos legales, sociales y medioambientales para decretar alrededor de 150mil ha de selva húmeda como área protegida. Mientras estas discusiones y procedimientos para el decreto continúan, alrededor de 3,500 especies de flora y fauna se siguen poniendo en riesgo por el

incremento de las actividades antropogénicas y el cambio de uso de suelo (Noticias, 2010).

6.2.- CLASIFICACIÓN DE VEGETACIÓN Y USO DEL SUELO (1976, 1990, 2000 y 2009)

Los resultados de los procesos de las clasificaciones de imágenes satelitales para la zona de Uxpanapa, Veracruz (Figura 9), muestran que en 1976 la mayor parte de la superficie estaba ocupada con vegetación de selvas con un aproximado del 76% de la zona, además se puede observar al centro de la imagen para este periodo una curva de áreas deforestadas, en dicha curva se establecieron las primeras localidades o poblados numerados del 1 al 13, lo marcado con vegetación secundaria fueron las zonas que apenas comenzaban a desmontarse ocupando un 22% y para esa fecha la ocupación ganadera o potreros solo era del 1.5%; Para 1990 los cambios de uso de suelo se hicieron más notables, en este periodo de tiempo los cultivos de cítricos ya aparecen así como los hulares con un 16% de ocupación de la zona entre ambos localizados en las cercanías de los poblados, la selva para esta fecha había disminuido ocupando un 58% de la región, un 16% menos que en 1976, y el aumento de potreros es notable llegando a abarcar 28.3% de la superficie de la zona, ver tabla 10.



Usos de Suelo y Vegetación

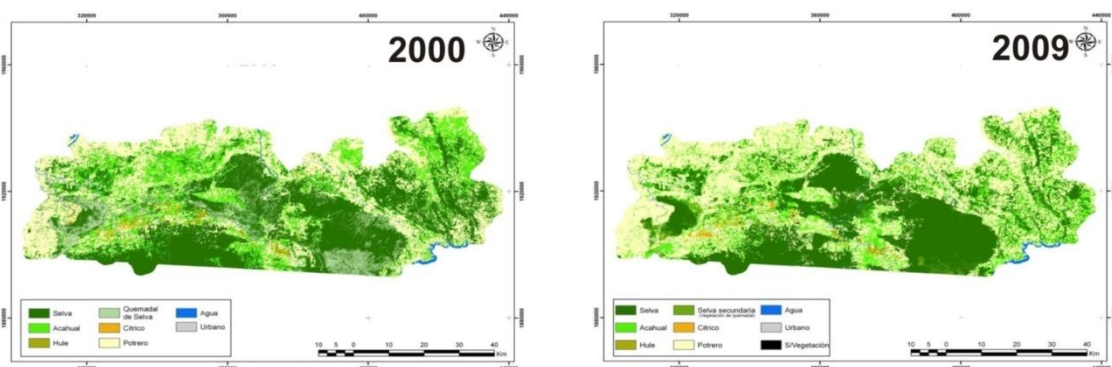


Figura 9.- Clasificaciones de usos de suelo y vegetación, en Uxpanapa, Veracruz.

Para el año 2000 el cambio continuo como se observa en la figura 8 y en la tabla 10, lo constituye la disminución del 18% de la vegetación selvática quedando con una ocupación del 40% para la zona. Sin embargo algo importante a mencionar es que aparece la clase de vegetación de selva quemada, esta clase se debe al incendio que se presentó en la zona en 1998. De igual forma a la sequía que se presentó en diferentes partes del país y las altas temperaturas de ese año, afectando en la región alrededor de 35mil ha. Sin embargo en este periodo la vegetación de tipo acahual tuvo una recuperación del 21 % en comparación con el año1990 con solo el 11%, localizándose principalmente cerca de los cultivos de cítricos, hulares y en las partes planas.

Por último en el año 2009 se observa, que el área conservada y con vegetación de selvas son las partes altas, inaccesibles o con roca caliza en donde no se le puede dar ningún tipo de uso al suelo (Figura 8) ocupando un 37% de la zona. Para esta fecha solo quedaban 192mil ha de selva, además es importante mencionar que las zonas quemadas en 1998 para el periodo del 2009 están casi regeneradas en su totalidad como vegetación secundaria, quedando solo 6mil ha por recuperarse. Se da un importante incremento de

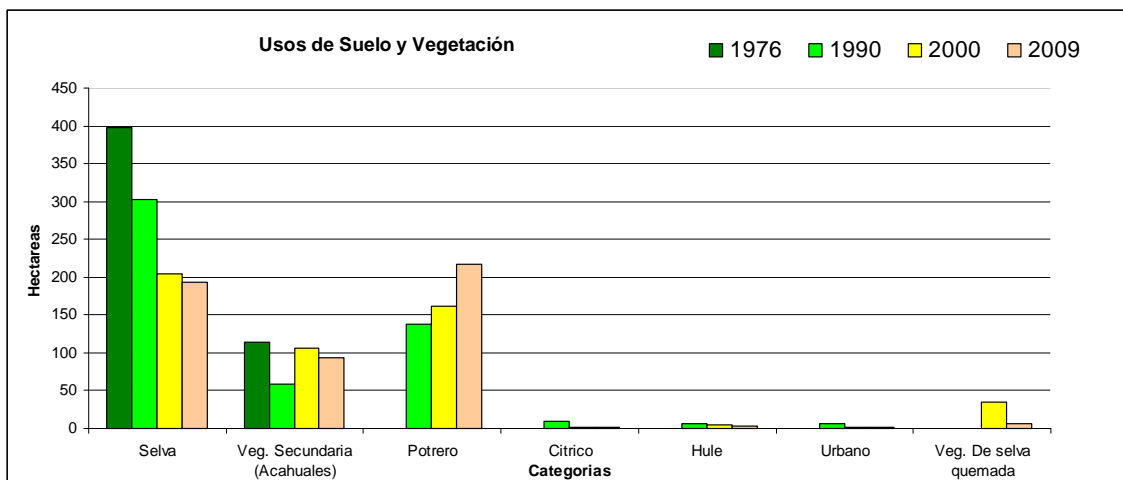
potreros con un 41% de ocupación y una notable reducción de cultivos de cítricos y hulares (Tabla 10).

Tabla 10. Superficie de las Clases de Uso de Suelo y Vegetación.

Clases	1976		1990		2000		2009	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Selva	398.26	76.66	302.46	57.99	204.71	39.24	192.65	36.93
Veg. Secundaria (Acahuales)	114.52	22.33	58.68	11.25	106.60	20.43	94.21	18.06
Potrero	8.02	1.5	137.63	28.30	162.35	31.12	217.33	41.66
Cítrico	0.00	0.00	9.52	0.18	2.31	0.44	1.94	0.37
Hule	0.00	0.00	6.85	1.31	4.50	0.86	3.95	0.76
Urbano	0.00	0.00	6.95	0.13	1.03	0.20	1.85	0.35
Veg. de selva quemada	0.00	0.00	0.00	0.00	35.34	6.77	6.04	1.16

En resumen se encontró que existe un disminución de la vegetación selvática y al mismo tiempo de esta pérdida se hace notable el aumento de los potreros para la zona, asumiendo que el cambio de uso de suelo está dado hacia un uso ganadero, también se hace notar la vegetación secundaria en donde su variación ha tenido altibajos, sin embargo hasta la fecha del 2009 logro mantenerse con un 18%. Los demás usos como los hulares y los cítricos no tuvieron el potencial de desarrollo posiblemente por la lejanía hacia las vías de comunicación y por el tipo de suelo de la región figura 10.

Figura 10. Comportamiento del Uso de Suelo y Vegetación por superficie de ocupación en hectáreas.



6.2.1.- ANÁLISIS COHEN KAPPA Y MATRIZ DE CONFUSIÓN

La matriz de confusión (tabla 11) de la clasificación del 2009 ofrece una fiabilidad global de 83% y un Estadístico Kappa de 77%. En la tabla 11 se puede observar la correlación y exactitud en la clasificación entre las clases de vegetación y ocupación del suelo del 2009 y los puntos de muestreo en campo, aunque existe cierto grado de confusión entre las clases de selva y vegetación secundaria debido a que la vegetación secundaria tiene un grado de madurez mayor (14 a 18 años de crecimiento) por lo tanto hay un grado de dificultad para diferenciar la clase de selva conservada en las imágenes satelitales (Bray *et al.*, 2004; Ellis y Porter, 2008).

Además se puede observar mayor grado de error entre las clases de plantaciones de cítricos con vegetación secundaria, esta segunda podría corresponder a que algunos cítricos que han sido abandonados tienen características similares a la vegetación secundaria, por lo tanto la confusión en la clasificación de estas dos clases.

Tabla 11. Matriz de confusión o comprobación Kappa

ID	Acahual	Cítrico	Hule	Potrero	Selva	Total	Producer accuary % (95% CI)
Acahual	54	4	1	1	3	63	70
Cítrico		18				18	69
Hule			17			17	89
Potrero	10	3		79	1	93	97
Selva	13	1	1	1	31	47	88
Total	77	26	19	81	35	238	
User accuary % (95% CI)	85	100	100	84	65		Overall accuary 83%, CI 90%, Kappa statistic 77%

6.2.2.- CAMBIOS DE USO DEL SUELO PERIODO 1976 – 1990

En los cambios ocurridos del 1976 al 1990 (Figura 11) se observan zonas extensas de deforestación en el extremo oeste del mapa en lo que pertenece al municipio de Choapas, así como en el extremo este en el municipio de Jesús Carranza, donde se dice que llegaron pobladores (ganaderos) de Los Tuxtla. Para este periodo de análisis la tasa de deforestación fue de 1.58 anual, o lo que es igual a 107 mil ha de selva deforestada

Es importante mencionar que para este periodo el 21% de la superficie ya se encontraba deforestada u ocupada por otros tipos de usos de suelo (tabla 12).

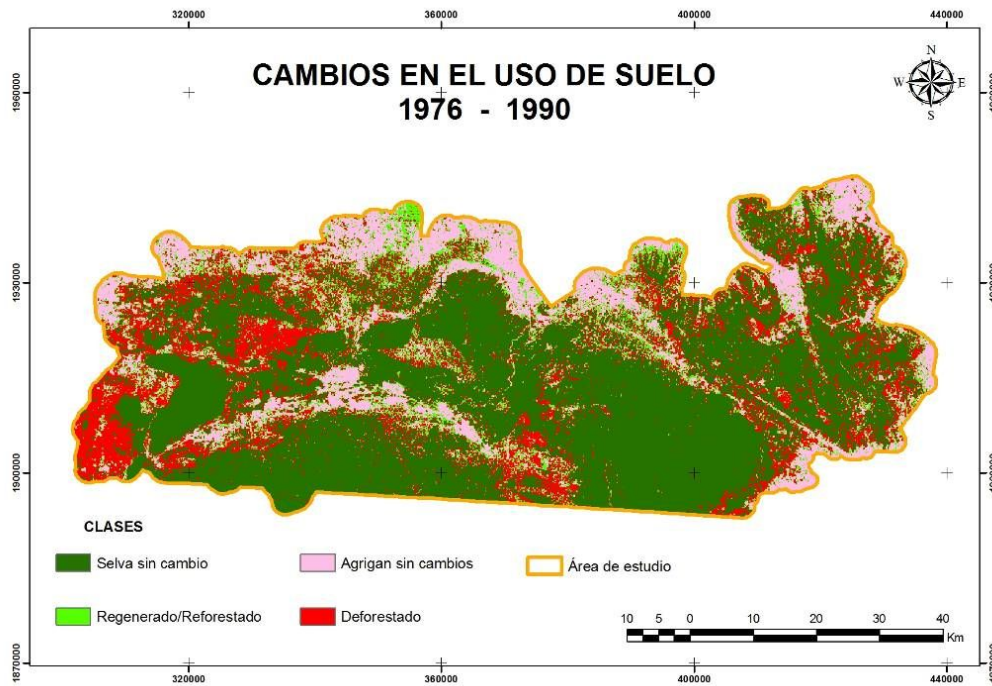


Figura 11. Cambio en uso del suelo de 1976 al 1990 en la región de Uxpanapa, Veracruz.

6.2.3 CAMBIOS DE USO DEL SUELO PERIODO 1990 – 2000

Los procesos de deforestación y regeneración en el segundo periodo analizado, que corresponde de 1990-2000, se pueden observar en la figura 12. Los resultados muestran una tasa anual de deforestación o pérdida de selvas que prácticamente se duplica, llegando a 3,82% (tabla 12). Este resultado es alarmante, considerando que se esperaba una mayor tasa de deforestación en el primer periodo (1976-1990) debido a los programas de desmonte y colonización que se describieron con anterioridad. Sin embargo, se deforestan otros 100,000 ha de selvas en este periodo de tan solo 10 años.

La deforestación antropogénica que se hace notar en color rosa y rojo de la figura 12, ocupando cerca del 38% de la superficie en cuestión, se debe principalmente a la expansión de potreros y áreas de plantación de cítricos. En este periodo se hace notar el incendio de 1998 en los grandes fragmentos de selva, así como también en la zona conocida como la media luna, por lo tanto entre la superficie quemada y la superficie deforestada sumaron un aproximado de 116mil ha (tabla 12).

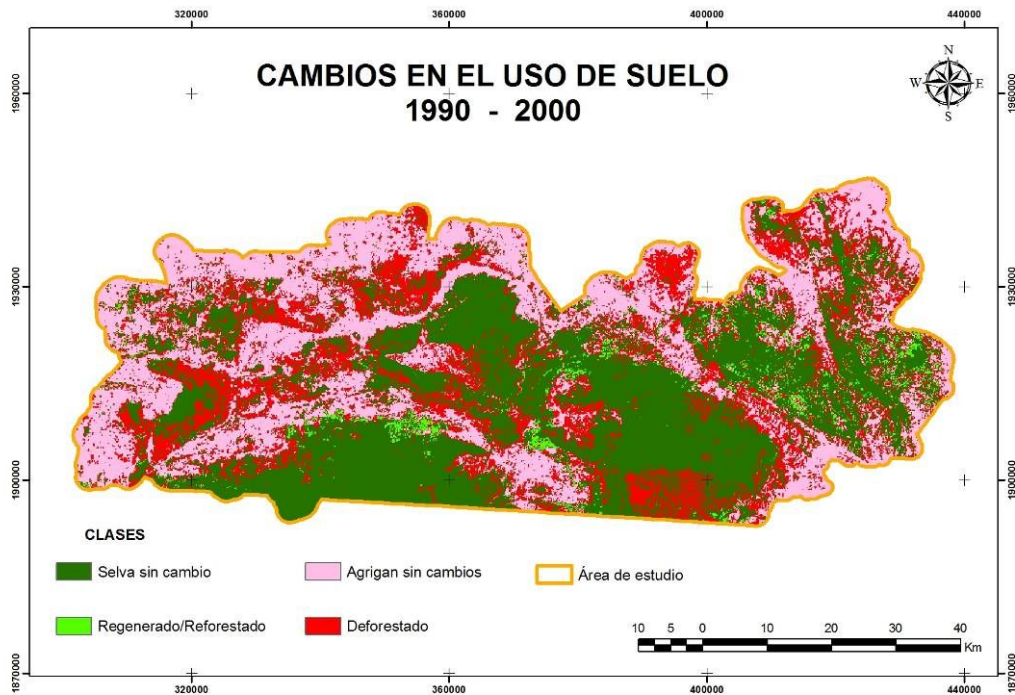


Figura 12. Cambio del uso del suelo de 1990 al 2000 en la región de Uxpanapa, Veracruz.

6.2.4.- CAMBIOS DE USO DEL SUELO PERIODO 2000 - 2009

Se concluye este análisis de los cambios de ocupación del suelo por periodos con la comparación del 2000 - 2009, en donde se pueden observar los procesos de deforestación como de regeneración (Figura 13). El resultado de la tasa anual de deforestación en estos 9 años fue de - 0.67 % (tabla 12). Al contrario de los periodos anteriores este periodo dio como resultado una tasa de deforestación menor, debido a que fue influenciado por las alrededor de 30,000 ha que fueron regeneradas de las selvas quemadas en el 1998.

En la Figura se puede también observar que la regeneración se localiza dentro y alrededor de los grandes macizos de selva. Sin embargo algunos fragmentos que no

fueron recuperados y que al contrario sufrieron pérdida se encuentran al lado derecho de la media luna. En la misma figura se puede apreciar que al noroeste de la imagen la zona de color rosa también aumento, esto que corresponde al municipio de las Choapas en donde se sufrió un gran deterioro por la extensión de la ganadería. Para este periodo la vegetación de tipo selva solo ocupa el 27% de la superficie, mientras que el uso agrícola-ganadero ocupa el 50% aproximadamente (tabla 12)

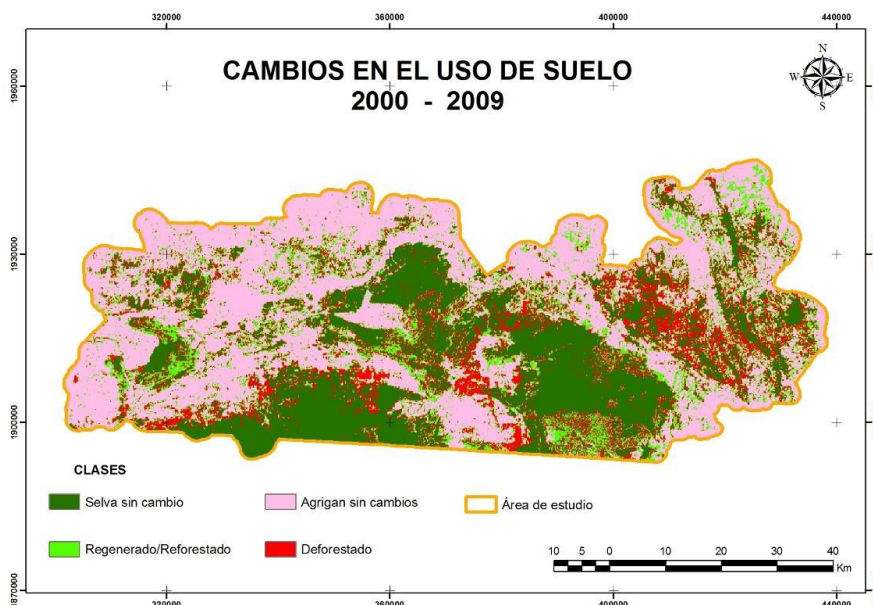


Figura 13. Cambio de uso de suelo del 2000 al 2009 en la región del Uxpanapa, Veracruz. Selva sin cambios (Vegetación de tipo selva existente actualmente), Regenerado/recuperado (Vegetación que se recupero por regeneración natural o por reforestación), Agrigan sin cambios (uso de suelo agrícola o ganadero que se mantiene actualmente), Deforestado (Zonas que tenían vegetación tipo selva y que actualmente tienen otro uso de suelo).

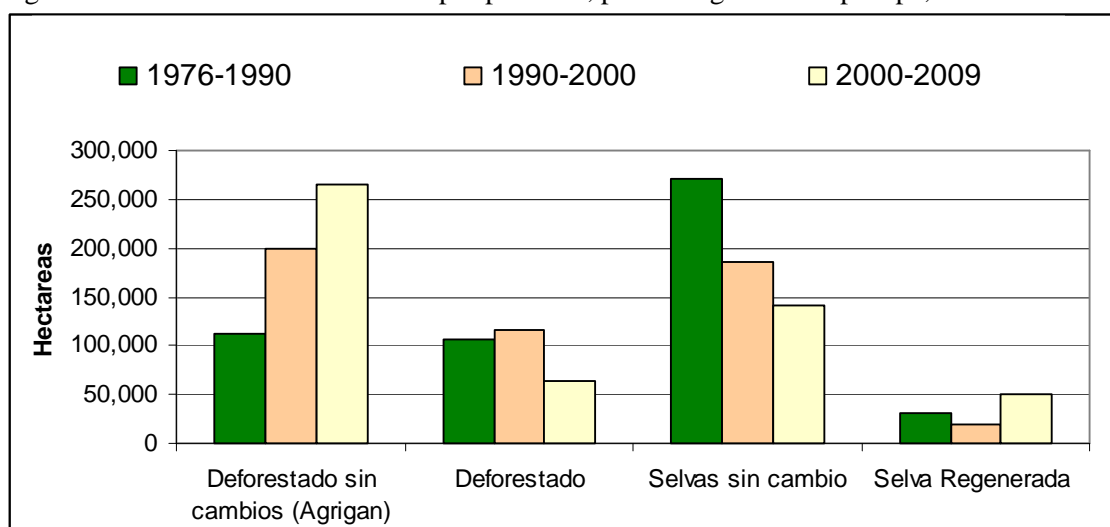
Tabla 12.- Cambios en la cobertura arbórea y tasas de deforestación o pérdida de selvas en la región de Uxpanapa, Veracruz para los periodos 1976 a 1990, 1990 a 2000 y 2000 a 2009.

CAMBIOS EN COBERTURA ARBÓREA EN ha (%)			
	1976-1990	1990-2000	2000-2009
Deforestado sin cambios (Agrigan)	111,351 (21.40)	200,259 (38.42)	265,855 (50.99)
Deforestado	107,116 (20.58)	116,323 (22.32)	63,070 (12.10)
Selvas sin cambio	270,668 (52.01)	185,944 (35.67)	141,627 (27.16)
Selva Regenerada	31,293 (6.01)	18,737 (3.59)	50,821 (9.75)
Tasa de deforestación de selvas	-1.58	-3.82	-0.67

En la siguiente grafica (figura 14), se pude observar que la regeneración de la vegetación en acahuales fue más notorio en el periodo del 2000 al 2009 con cerca de

50mil hectáreas. En este periodo también es notorio el decremento de la deforestación de la zona, por otra parte es muy notorio el avance que tuvo la deforestación sin cambios (Agrícola - Ganadero) pasando de las 100mil hectáreas hasta un poco mas de 260mil hectáreas, y también es muy visible como la ocupación de la selvas se redujo de 270mil hectáreas a tan solo 140mil ha, reduciéndose casi por la mitad en un período de 33 años (Tabla 12).

Figura 14. Cambios de usos de suelo por periodos, para la región de Uxpanapa, Veracruz.



6.3.- MODELACIÓN ESPACIAL DE FACTORES ASOCIADOS A LA DEFORESTACIÓN (REGRESIÓN LOGÍSTICA BINARIA).

En este apartado se muestran los resultados obtenidos por la regresión logística binaria los cuales dan a conocer aquellos factores que aún conservan o retienen vegetación selvática y también aquellos factores que fueron determinantes para el cambio de uso de suelo, además se hace una prueba de *t Student* la cual es una prueba estadística para muestras pequeñas, con la finalidad de comparar la eficiencia del pago por servicios ambientales (PSA) contra zonas que no tienen este beneficio en la zona de estudio desde el 2003 hasta el 2009. Por último se muestra la fragmentación del paisaje de Uxpanapa, Veracruz, mediante los resultados de las superficies e índices de fragmentación para los años 1976, 1990, 2000 y 2009.

A fin de asegurar la independencia estadística y espacial en los datos, se trabajó con una muestra aleatoria estratificada de 97 puntos al azar utilizados para el modelo de

regresión logística binaria como variable dependiente, de los cuales consistieron en: 36 puntos para la categoría de forestado (37 %), y 61 la categoría de deforestado (62%)
Tabla 13.

Tabla 13.- frecuencias de puntos para las variables Forestado (con vegetación selvática) y Deforestado (cítricos, acahuales, hulares, potreros).

Estadísticas descriptivas:

Variable	Categorías	Frecuencias	%
FORESTADO	0	36	37.113
DEFORESTADO	1	61	62.887

De acuerdo con la tabla 14 el modelo de RLB para las 9 variables mostró un modelo altamente significativo con un (alfa=0.0001), fue ahí donde se encontró que la variable Distancia a vías fue la que tiene influencia en el proceso de deforestación (alfa=0.011).

Tabla 14. Resultado de la significancia de la regresión logística binaria para las 9 variables, en Uxpanapa, Veracruz.

Estadística	Chi-cuadrado		
	GDL	ajustado	Pr>Chi2
2Log(verosimilitud)	18	92.43	<0.0001
Score	18	42.59	0.001
Wald	18	19.36	0.37

Por lo tanto el análisis de regresión logística binaria para la región de Uxpanapa, Veracruz, tuvo como resultado un ajuste de bondad de R^2 (Nagelkerke)=0.839 y una variable significativa que es: Distancia a vías (camino, carreteras) ($\alpha=0.011$) lo que indica que a mayor distancia de las carreteras o caminos menor es la probabilidad de deforestación (Tabla 15).

Tabla 15.- Regresión Logística Binaria de Uxpanapa, Veracruz para el año 2009.

Fuente	Valor	Desviación típica	Chi-cuadrado de Wald	Pr > Chi ²
Elevación	-0.243	0.216	1.261	0.261
Distancia a ríos	0.105	0.186	0.315	0.574
Distancia a vías	-0.553	0.218	6.427	0.011*
Índice de población	0.058	0.169	0.120	0.729
Pago por Servicios Ambientales 2003 al 2010	-0.281	0.214	1.725	0.189
PROCAMPO 2003	0.019	0.166	0.013	0.908
Pendiente en grados	0.024	0.198	0.014	0.904
Frecuencia de incendio	0.067	0.156	0.182	0.669
índice de marginación alto	0.000	0.000		
Índice de marginación medio	0.041	0.170	0.060	0.807
Tipo de suelo _ Luvisol	0.000	0.000		
Tipo de suelo _ Acrisol	0.075	0.185	0.165	0.685
Tipo de suelo _ Regosol	-0.177	0.255	0.483	0.487
Tipo de suelo _ Rendzina	-0.109	0.147	0.548	0.459
Tipo de suelo _ Nitosol	-0.001	0.169	0.000	0.997
Tipo de suelo _ Gleysol	-0.157	0.134	1.373	0.241
Tipo de suelo _ Cambisol	0.017	0.136	0.015	0.901
Tipo de suelo _ Litosol	0.241	0.182	1.755	0.185

*significancia $\alpha=0.05$

De acuerdo con la tabla 16 el modelo de Regresión Logística Binaria para el mejor modelo (best model) para las 9 variables mostró un modelo altamente significativo con un (alfa=0.0001), fue ahí donde se encontró que cuatro son las variables que tienen influencia en el proceso de deforestación.

Tabla 16. Resultado de la significancia de la regresión logística binaria para las 9 variables, en Uxpanapa, Veracruz

Estadística	GDL	Chi-cuadrado ajustado	Pr>Chi2
2Log(verosimilitud)	11	48.39	<0.0001
Score	11	39.89	<0.0001
Wald	11	0	1

En la tabla 17 se muestra la regresión logística binaria, basada en el mejor modelo (best model), el cual dio como resultado cuatro variables con una alta posibilidad de describir la ocurrencia de la deforestación en la región de Uxpanapa, Veracruz, para este análisis se obtuvo un ajuste de bondad de R^2 (Nagelkerke)=0.536, ya las variables resultantes fueron: elevación, distancia a vías (carreteras y caminos), superficies que reciben pagos por servicios ambientales 2003 al 2010, y tipos de suelo, estas cuatro variables son las

más significativas e importantes para describir los cambios suscitados en la cobertura forestal.

Tabla 17.- Variables más significativas en el mejor modelo de la regresión logística binaria y sus respectivos valores de $Pr > Chi^2$ para Uxpanapa, Veracruz en el 2009.

No. de variables	Variables	-2 Log(Verosimilitud)	Pr > Wald	AIC de Akaike	SBC de Schwarz
2	DIS_VIAS / TIP_SUELO	84.318	1.000	106.318	184.962
3	DIS_VIAS / PSA_03_10 / TIP_SUELO	81.560	1.000	105.560	191.354
*4	ELEV / DIS_VIAS / PSA_03_10 / TIP_SUELO	79.561	0.034	105.561	198.504

Fuente	Valor	Desviación típica	Chi-cuadrado de Wald	Pr > Chi ²
Intersección	2.329	0.779	8.925	0.003
ELEV	-0.005	0.002	6.896	*0.009
DIS_HIDRO	0.000	0.000		
DIS_VIAS	-0.001	0.000	8.244	*0.004
IND_POB	0.000	0.000		
PSA_03_10	-0.001	0.001	3.385	*0.066
PROCA03	0.000	0.000		
pend_grad	0.000	0.000		
FREC_INCEN-si incendia	0.000	0.000		
FREC_INCEN-no dato	1.517	0.952	2.543	0.111
FREC_INCEN-no incendia	0.108	0.560	0.037	0.847
IND_MAR-alto	0.000	0.000		
IND_MAR-medio	0.000	0.000		
TIP_SUELO	-0.006	0.003	7.298	*0.019

*El mejor modelo para el criterio de selección seleccionado se encuentra en azul

*significancia $\alpha=0.05$

6.3.1.- COMPARACIÓN DE LA TASA DE DEFORESTACION EN EJIDOS CON Y SIN PSA (PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES) MEDIANTE LA PRUEBA T STUDENT

El modelo espacial de regresión logística binaria mostró que la superficie de pago por servicios ambientales es una variable significativa para explicar la posible conservación de algunas áreas con vegetación selvática secundaria o conservadas, específicamente para el uso de suelo y vegetación 2009 comparadas con las superficies con apoyo de PSA del 2003 al 2010. Este resultado da a conocer que existe potencial en las zonas beneficiadas con PSA, debido a que posiblemente ayudan a prevenir la deforestación en áreas con vegetación conservada.

Para aseverar esta variable se procedió a realizar un análisis comparativo mediante la prueba estadística *t Student*, la cual hace una comparación entre dos muestras y da como resultado la media de cada variable de análisis. Este resultado se puede observar en la tabla 18, en donde la comparación de la tasas de deforestación en los 59 ejidos con PSA contra 59 ejidos sin PSA para el periodo de pago por servicios ambientales del 2003 al 2010 y con la tasas de deforestación para el periodo 2000 al 2009. Esta comparación de los ejidos dio como resultado que los ejidos con superficies apoyadas con PSA tuvieron una tasa media de deforestación de -1.48% anual mientras que los ejidos sin PSA tuvieron una tasa de más del doble con -3.68% anual.

Tabla 18. Comparación mediante la prueba *t Student* de las tasas de deforestación de los Ejidos que tienen PSA contra los que no tienen PSA para el periodo 2003 – 2010.

	Con PSA	Sin PSA
Estadística	Tasa	tasa
No. de observaciones	59	59
No. de valores perdidos	0	0
Suma de los pesos	59	59
Mínimo	-10.936	-14.687
Máximo	7.431	10.294
Media	-1.483	-3.684

6.4.- ANÁLISIS DEL PAISAJE (FRAGMENTACIÓN y CONECTIVIDAD).

En este apartado se muestran los resultados de la fragmentación de las selvas mediante el análisis de los patrones y cambios espacio-temporales, así como los índices de conectividad para los años 1976, 1990, 2000 y 2009, sobre la composición del paisaje para las clases de vegetación de tipo; selva, vegetación secundaria y potreros, en la región de Uxpanapa.

6.4.1-FRAGMENTACIÓN

A continuación se presentan los resultados de la fragmentación de la vegetación selvática, acahuales (vegetación secundaria) y de los potreros, este proceso se realizó mediante la herramienta Fragstats para Arcmap 9.2. Esta aplicación da múltiples resultados de los fragmentos (tamaño, forma, número de fragmento, etc), sin embargo para este ejercicio solo ocupamos número de fragmentos y superficie de los fragmentos, cabe mencionar que los polígonos de los fragmentos de análisis fueron de 5ha para todos los años analizados (1976, 1990, 2000, 2010).

Por lo tanto en la gráfica de la figura 15 y su correspondiente tabla 19, se puede observar que los fragmentos correspondientes a la clase selva han aumentado de 393 fragmentos que existían en 1976 a 732 en el 2009. Mientras la fragmentación aumentaba, su superficie disminuyó hasta un tercio, ya que en 1976 la superficie de fragmentos ocupaban un promedio de 996 ha por fragmento, el cual ha disminuido llegando a tener para el año 2009 un promedio de 368 ha por fragmento.

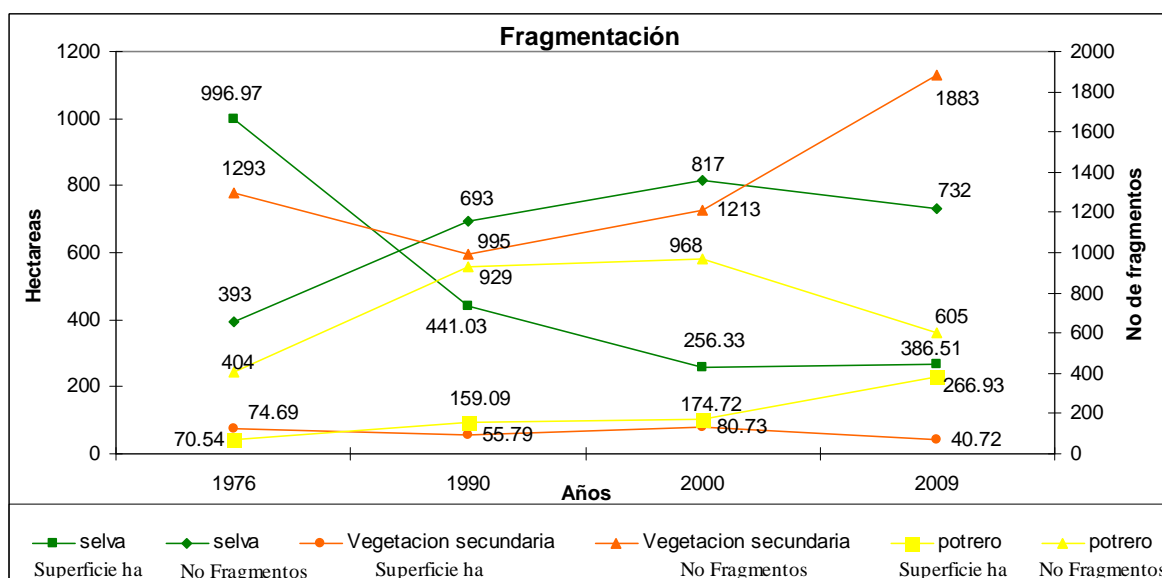
Mientras este fenómeno de la fragmentación y disminución de superficie de las selvas sucedía, hubo un aumento en las superficies promedio de fragmentos de potreros. En 1976 se registraron fragmentos de 70.5 ha en promedio de superficie, para 2009 aumento casi 4 veces más su superficie, llegando a ocupar un promedio 266.9 ha por manchón de potrero. Por otro lado la clase de vegetación secundaria (acahuales) dio como resultado que para 1976 la superficie total ocupara el 18.5% con un promedio de superficie de fragmentos de 74 ha, disminuyendo para el 2009 en 40 ha correspondiendo al 14% de la superficie. Curiosamente al mismo tiempo que aumentaban los fragmentos y las superficies de los potreros, la vegetación secundaria

vano en su superficie promedio desde 74 ha en 1976 hasta 40 ha en el 2009 sin embargo su fragmentación aumento pasando de 1293 parches en 1976 a 1883 en el 2009.

Tabla 19., Resultados de la fragmentación por fechas para Uxpanapa, Veracruz.

Clase	1976		1990		2000		2009	
	Superficie Promedio ha (% Sup Total)	No de fragmentos	Superficie ha (%)	No de fragmentos	Superficie ha (%)	No de fragmentos	Superficie ha (%)	No de fragmentos
selva	996.97 (75.09)	393	441.03 (58.60)	693	256.33 (40.51)	817	266.93 (37.45)	732
Vegetación secundaria	74.69 (18.51)	1293	55.79 (10.64)	995	80.73 (18.77)	1213	40.72 (14.70)	1883
potrero	70.54 (5.46)	404	159.09 (28.33)	929	174.72 (32.42)	968	386.51 (44.82)	605

Figura 15. Número de fragmentos y superficie de selva, vegetación secundaria y potreros entre 1976 y 2009.



Cabe destacar que en el apartado de usos de suelo y vegetación, en específico en el mapa de uso de suelo y vegetación del 2009, los fragmentos de vegetación selvática conservados quedan localizados al sur y en las partes altas, inaccesibles y de roca kársticas, mientras que los cultivos y potreros se localizan al centro y norte de la imagen en las partes planas o de pendientes suaves.

Es importante mencionar que el proceso de reducción de hábitat de selvas tropicales, el aumento en número de fragmentos, la reducción en el tamaño promedio del fragmento, y mayor efectos de borde, son síntomas de un gran deterioro de selvas tropicales y de los hábitats para muchas especies de fauna y flora que ahí habitan. Más aún, la reciente reducción en el número de fragmentos observados en el último periodo 2000-2009, ya es indicador del proceso de eliminación de fragmentos remanentes relacionado a un severo proceso de deforestación y deterioro de selvas (Zipperer, 1993). Los patrones de deforestación y fragmentación observados en la región de Uxpanapa tienen que haber tenido repercusiones en la pérdida de especies de flora y fauna, aunque estos impactos han sido poco investigados y actualizados en la región de estudio.

6.4.2.- CONECTIVIDAD (CONEFOR SENSINODE)

Los resultados de conectividad se lograron mediante el programa informático Conefor Sensinode (Saura y Torné, 2009), este dio como resultados la superficies de conectividad, así como los mapas categorizados por alto, media o baja conectividad y el índice de conectividad promedio entre fragmentos (DIIC), en donde entre más cercano esté el valor a 100 mejor será la conectividad entre los fragmentos.

Para el análisis realizado para la conectividad de los fragmentos de vegetación selvática, se ocuparon solo fragmentos con una extensión superior a las 5 hectáreas, con estos resultados se conocerán las zonas con mayor importancia de conectividad para la dispersión e interacción de especies, así como también conoceremos la extensión en hectáreas que tiene cada categoría de conectividad (Baja, Media, Alta). Al mismo tiempo se muestran los mapas, con la finalidad de conocer la localización de los polígonos con mayor conectividad en la región de Uxpanapa, Veracruz.

También se puede observar en la tabla 20, que el índice de conectividad alto fue la categoría mayormente resaltante, sin embargo fue en decremento al pasar los años de análisis, además fue la categoría con mayor extensión superficial, teniendo para 1976 una superficie de 374,067 hectáreas perdiendo casi el 60% de esta superficie hasta llegar a tener 132,049 hectáreas de superficie en el 2009, el índice medio paso de 0 hectáreas en 1976 a 73,422 hectáreas en 1990, sin embargo esta disminuye nuevamente hasta casi ser nula esta categoría en el 2009 con 2212 hectáreas. Por el contrario el índice de

conectividad bajo aumento debido a la fragmentación de la zona y de la conversión de los fragmentos grandes en más pequeños, pasando de tener 17787 ha en 1976 hasta 61131 ha en el 2009 (figura 16).

Tabla 20. Superficies totales por de las clases (Alta, Media, Baja) del índice de conectividad.

Áreas del Índice de Conectividad				
IIC	1976	1990	2000	2009
Bajo	17787.11	26609.67	43170.35	61131.60
Medio	0.00	73422.87	11142.46	2212.47
Alto	374067.48	202458.32	155075.44	132049.98

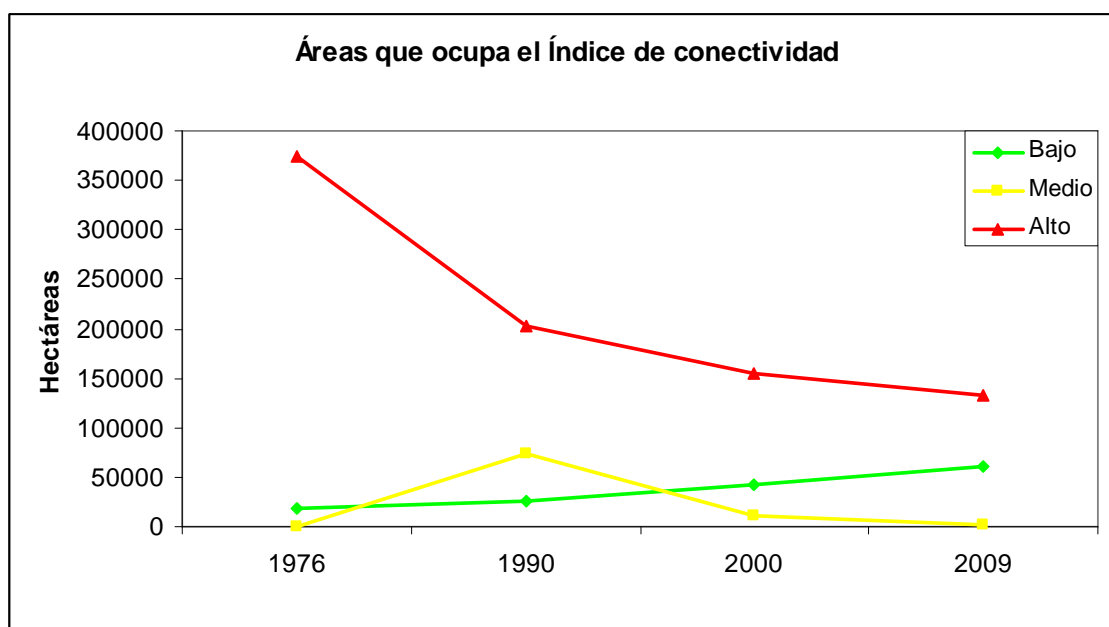


Figura 16.- Comportamiento de las categorías por áreas para cada año de estudio.

Finalizando este análisis y como observación, en la gráfica 16 se hace notorio que existen dos constantes la primera es la de la clase alta la cual en todas las décadas su disminución va a en aumento registrando su mayor pérdida ente 1976 y 1990, de ahí en adelante su disminución ha sido gradual. La segunda observación se refiere a la de la clase baja la cual su aumento ha sido gradual y constante manteniendo esa línea de incremento, la clase media ha sido poco notoria, sin embargo de 1976 a 1990 tuvo un incremento notorio, sin embargo después de esta década su decremento fue constante.

A continuación se muestran y describen los mapas resultantes del cálculo de los índices de conectividad desde 1976 hasta el 2009, en estos mapas se aprecia el cambio y la fragmentación que ha sufrido la región.

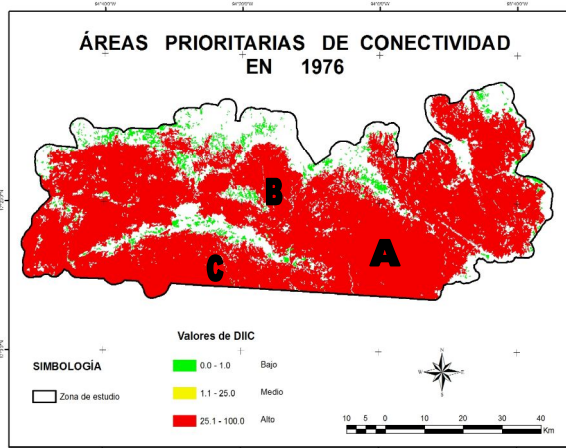


Figura 17

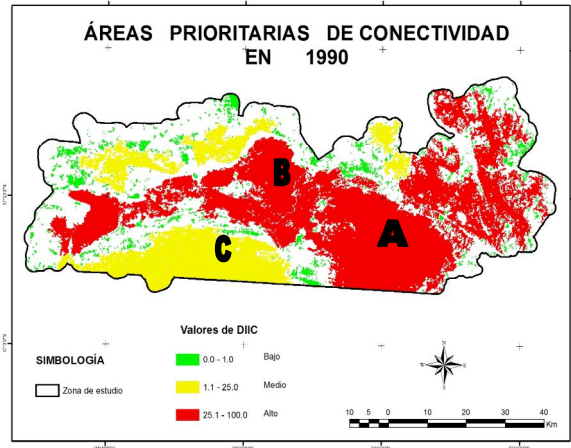


Figura 18

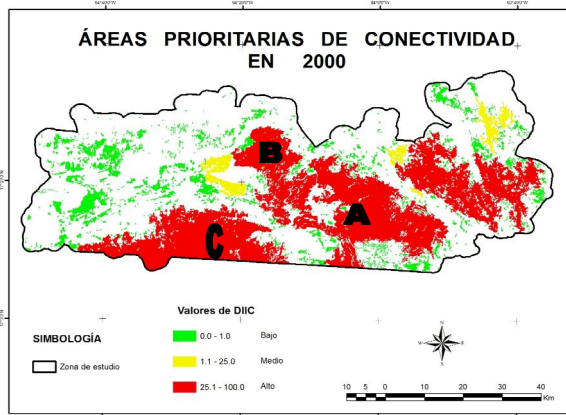


Figura 19

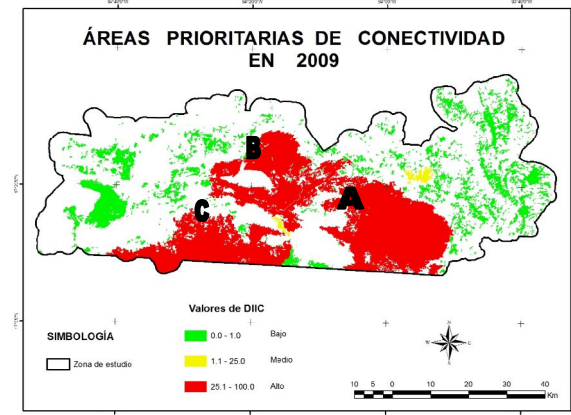


Figura 20

En el mapa de la figura 17, se puede observar que prácticamente la mayor parte de la zona tiene un índice de conectividad alto (ICC = 99.9), esto debido a que la mayor parte de la región contenía un continuo de vegetación selvática y permitía la conectividad. Los pequeños fragmentos de categoría baja (ICC = < 0.17) se localizan al norte de la región, la conectividad de categoría media no existía debido a la poca fragmentación que existía en 1976.

En los 90's (figura 18), se hace notar como el índice de conectividad alto (ICC = 95.2), disminuye, sin embargo se sigue concentrando en la parte central de la región, además en este año la categoría de índice de conectividad media (ICC = 1 a 22), tiene presencia

en 4 fragmentos localizaos al norte de la región y al sur este último se conecta con la vegetación de selvas de los Chimalapas en Oaxaca, por último el índice de conectividad bajo ($ICC = < 0.41$) se localiza por toda la imagen en pequeños fragmentos no mayores a 900 hectáreas.

Para la conectividad del 2000, en la figura 19 se puede observar que las partes con elevaciones altas y la zona central de la región continúan teniendo un índice de conectividad de categoría alta ($ICC = 28$ a 55). Además de que el polígono grande al sur de la imagen paso a obtener la clase de categoría alta esto debido posiblemente a que se encuentra cerca de fragmentos grandes y al tener grandes extensiones de selva lo hace prioritario. Para la clase media ($ICC = 1$ a 14) se puede observar que se han reducido a 4 fragmentos grandes, dos localizados al centro y dos al este de la región en el municipio de las Choapas en la zona con lomeríos de roca caliza. Los fragmentos con conectividad baja ($ICC = < 0.74$) se puede observar que están dispersos en su totalidad de la imagen, en donde los polígonos pueden contener desde 5 hasta 900 ha por fragmento, en este análisis la variación en las superficies y cantidad de polígonos pudo deberse o estar relacionado con el incendio de 1998 el cual dañó y fragmentó zonas que tenían un grado de conectividad alto.

En el análisis de la temporada más reciente del 2009, se puede observar en la figura 20 que los tres fragmentos con prioridad alta ($ICC = 31$ y 79) se han mantenido a los largo de la temporada de análisis sin embargo su extensión y conectividad con otros polígonos cercanos ha disminuido drásticamente, es importante mencionar que esta conservación de la zona y categoría de alta conectividad se debe a que se encuentra en partes altas e inaccesibles. Se observa también que el índice de conectividad medio ($ICC = 21$) también disminuye su área y polígonos localizándose prácticamente dos polígonos a los largo de la zona de no mayores a 600 hectáreas, además la predominancia en polígonos de la clase baja ($ICC = < 0.75$) que se distribuyen por toda la zona, con polígonos que van desde 6 hasta 8, 000 hectáreas, siendo la denominada media luna como la más grande en superficie y quedando en categoría baja debido a que ha quedado aislada de los fragmentos grandes de vegetación selvática.

En resumen los polígonos A – B – C, siempre se mantuvieron constantes en categoría de índice de conectividad alta, excepto el polígono C el cual en 1990 bajo a categoría

media. Esta constancia de jerarquización posiblemente se debe a que son fragmentos grandes y siempre se han encontrado rodeados de fragmentos pequeños lo que permite la conectividad entre fragmentos grandes o entre fragmentos pequeños hacia los grandes, por lo tanto cuando los índices de conectividad de la categoría alta se fueron reduciendo la presencia de fragmentos con índice de conectividad baja fueron aumentando por toda la región.

Por otra parte se puede observar la relación del índice de conectividad con la fragmentación, esto debido a que a mayor fragmentación en polígonos pequeños disminuye el número de fragmentos con un índice de conectividad alto.

6.5.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL MEDIANTE LA APLICACIÓN MÁXIMA ENTROPÍA (MAXENT)

A continuación se describen los resultados sobre la distribución espacial de nichos ecológicos potenciales derivados del Modelo Maxent para siguientes especies en la región de Uxpanapa: 1) mono aullador (*Alouatta palliata*), 2) jaguar (*Panthera onca*), 3) tapir (*Tapirus bairdii*), 4) ramón (*Brosimum alicastrum*), y 5) caoba (*Swietenia macrophylla*), este apartado tiene la finalidad de mostrar la aptitud para albergar estas especies clave (jaguar, tapir, mono aullador) que en el actualmente están en alguna categoría de protección en la NOM 050. Para este trabajo se evaluó la región sureste de México, en donde nuestra región de interés se localiza en la parte central de esta región (figura 21).

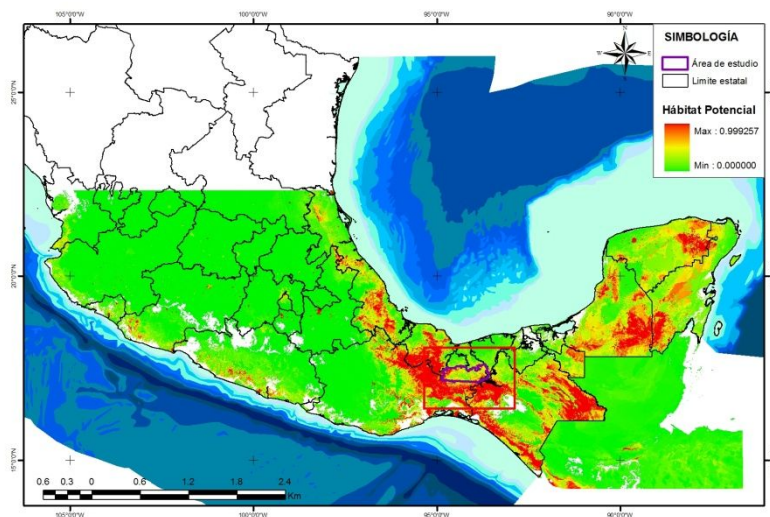


Figura 21.- Zonificación del modelo MAXENT para el Sureste de México

6.5.1.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *PANTHERA ONCA* (JAGUAR)

Los jaguares habitan diversas comunidades vegetales, desde los bosques tropicales densos, bosques lluviosos y espinosos, bosques de montaña, de pino-encino, tropicales perennifolios, caducifolios y subcaducifolios, así como zonas pantanosas y manglares, siempre y cuando estas contengan una base de presas suficiente y una fuente de agua cercana (SENARTAT, 2000; Rosas-Rosas, *et al*, 2002; Chávez-Tovar *et al*. 2006). Su distribución actual se presenta en la región de los Chimalapas, Oaxaca, Sierra de Oaxaca, la Planicie costera del Pacífico, y las serranías en Chiapas (Ceballos *et al*. 2006) (Anexo 2).

En el mapa de distribución potencial del jaguar (Figura 22), el cual fue generado por MAXENT, se pueden observar áreas de alto potencial para el hábitat del jaguar en la sierra norte de Oaxaca, colindando con la Región de Uxpanapa y el oriente de Chiapas, desde los Lagos de Monte Bello, hacia la frontera norte con Tabasco y al oeste del estado en la frontera con Veracruz y Oaxaca también presenta alta probabilidad de presencia de la especie. En la Península de Yucatán sus áreas potencial de distribución son el sur de Campeche en la reserva de la biosfera de Calakmul, al sur de Quintana Roo y al noreste de Yucatán.

Adicionalmente se encontró la posibilidad de distribución al norte del estado de Veracruz, al suroeste del estado de Campeche y en algunos lomeríos de Chiapas, sin embargo para la región de Uxpanapa, Veracruz su potencial es moderado en comparación con los Chimalapas en el estado de Oaxaca al sur.

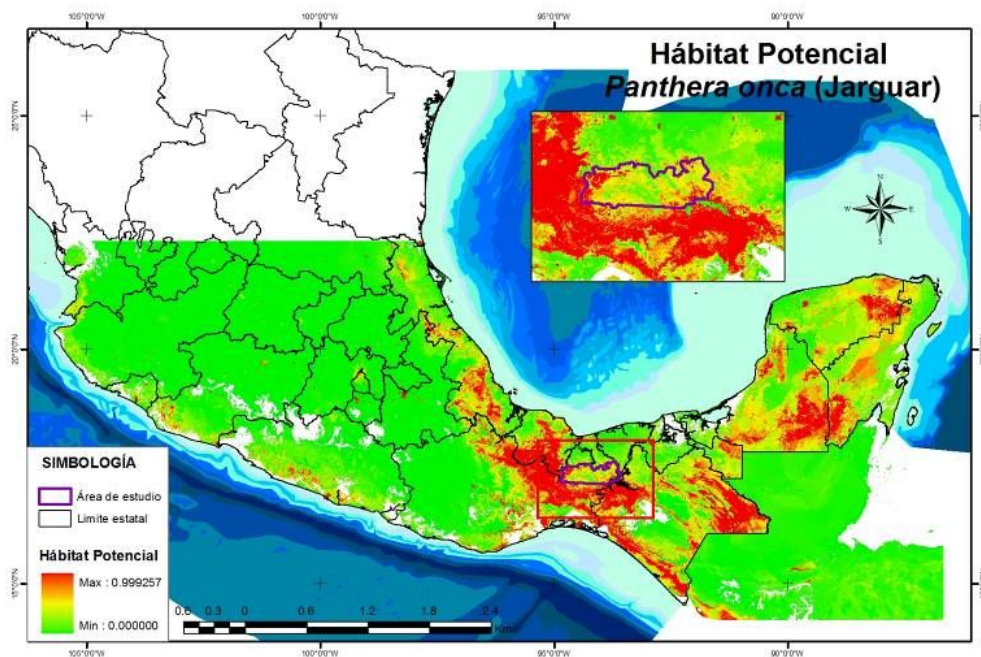


Figura 22. Modelación potencial de hábitat de *Panthera onca*, (Los tonos en rojo muestran las áreas donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de la especie, mientras, que los tonos verdes son las áreas donde hay menor probabilidad de ocurrencia)

El modelo mostró como resultado un AUC de 0.94%, teniendo como referencia que si el resultado es superior a 0.75 el resultado es útil y se puede decir que es bueno (Edith 2002). Para esta especie las variables con mayor contribución en el modelo (tabla 21) fueron: usveg07 (44.5%), Biol7 (21.3%), correspondientes a la capa de uso de suelo y vegetación del 2007 y al rango de temperatura anual (Anexo 1). Al comparar la capa de uso de suelo y vegetación 2007 con los puntos que se encuentran en sitios con alta distribución potencial se identificaron los siguientes tipos de vegetación: selva alta perennifolia, selva median subcaducifolia y pastizal cultivado principalmente, es importante mencionar que la clase de pastizal no significa que la especie se encuentre en esta zona, probablemente años atrás estas zonas con pastizal tenían otro tipo de vegetación (Selva, Acahuals), esto debido a que los puntos de presencia tiene una temporalidad del 1985 al 2009.

Tabla 21. Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del jaguar.

jaguar	
Puntos de Presencia	151
Training AUC	0.94
usveg07	44.5
biol7	21.3
biol15	6.3
biol3	3.6
biol6	3.5
biol1	3.3
biol2	2.9
biol11	2.8
alt	2.7
biol9	2.2
biol19	1.9
biol14	1
biol4	0.9
biol17	0.8
biol8	0.7
biol18	0.6
biol16	0.5
biol5	0.4
biol13	0.1
biol12	0
biol10	0

Variables: usveg07: uso de suelo y vegetación 2007, alt: altitud, bio1: temperatura media anual, bio2: rango medio diario o media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima, bio3: isothermalidad o índice de variabilidad de temperatura, bio4: estacionalidad de la temperatura, bio5: temperatura máxima del mes más cálido, bio6: temperatura mínima del mes más frío, bio7: rango de temperatura anual, bio8: temperatura media del mes con mayor precipitación, bio9: temperatura media del mes más seco, bio10: temperatura media del trimestre más cálido, bio11: temperatura media del trimestre más frío, bio12: precipitación anual, bio13: precipitación del mes más húmedo, bio14: precipitación del mes más seco, bio15: estacionalidad de la precipitación, bio16: precipitación del trimestre más húmedo, bio17: precipitación del trimestre más seco, bio18: precipitación del trimestre más cálido y bio19: precipitación del trimestre más frío.

6.5.2.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *ALOUATTA PALLIATA MEXICANA* (MONO AULLADOR)

El mono aullador es una especie de amplia distribución geográfica, abarcando desde el sureste de México hasta el norte de Perú. En México se distribuye en los estados de Veracruz, Oaxaca, Tabasco y Chiapas, principalmente en selvas altas, selvas medianas y selvas perturbadas y algunas veces en cercas vivas, siempre y cuando encuentren frutos y hojas tiernas (genero *Ficus*) (Rodríguez Luna *et al.*, 1996; Arroyo-Rodríguez, 2007) (Anexo 3).

En el mapa de distribución potencial del mono aullador (Figura 23), el cual fue generado por MAXENT, se pueden observar áreas de alto potencial para el hábitat del mono aullador, al sur del estado de Veracruz (Los Tuxtlas, Uxpanapa), Tabasco y al noreste de Chiapas. Además en la zona de estudio de este trabajo (Uxpanapa, Veracruz) se puede observar que tiene un alto potencial de distribución para esta especie.

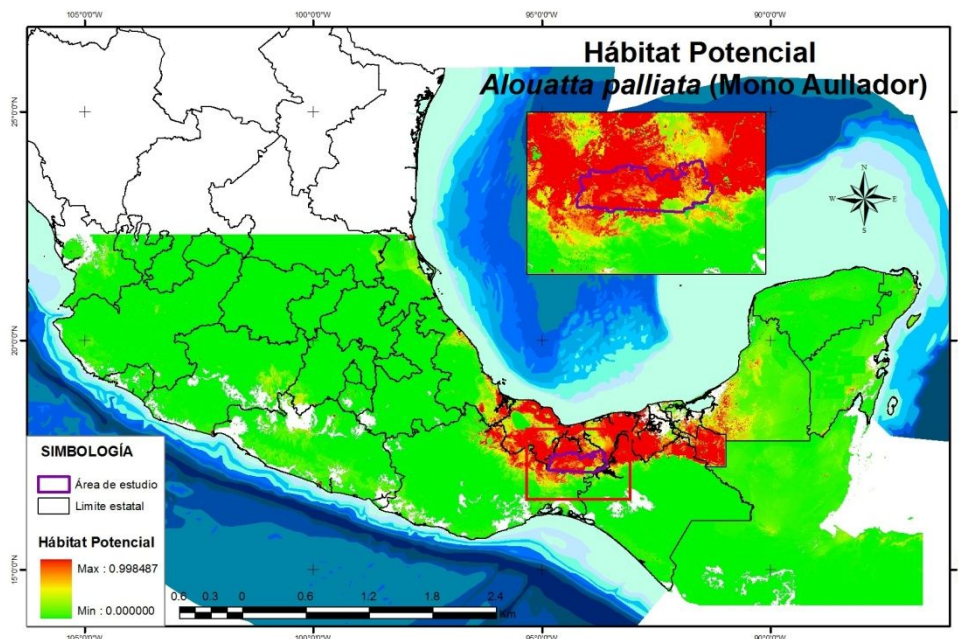


Figura 23. Modelación potencial de hábitat de *Arouatta palliata mexicana* (Los tonos en rojo muestran las áreas donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de la especie, mientras, que los tonos verdes son las áreas donde hay menor probabilidad de ocurrencia).

El modelo mostró como resultado un AUC de 0.979%, teniendo como referencia que si el resultado es superior a 0.75 el resultado es útil, se puede decir que este resultado es

bueno (Edith 2002). Para esta especie las variables con mayor contribución en el modelo (tabla 22) fueron: usveg07 (33.1%), Biol19 (13.6%) y Biol3 (11.9), correspondientes a la capa de uso de suelo y vegetación del 2007, precipitación del trimestre más frío e índice de variabilidad de temperatura (Anexo 1). Al comparar la capa de uso de suelo y vegetación 2007 con los puntos que se encuentran en sitios con alta distribución potencial se identificaron los siguientes tipos de vegetación: selva alta perennifolia y pastizal cultivado principalmente, es importante mencionar que la clase de pastizal no significa que la especie se encuentre en esta zona, probablemente años atrás estas zonas con pastizal tenían otro tipo de vegetación (Selva, Acahuales), o fueron registros de cercas vivas, esto debido a que los puntos de presencia tiene una temporalidad del 1985 al 2009.

Tabla 22. Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del mono aullador

mono aullador	
Puntos de Presencia	146
Training AUC	0.979
usveg07	33.1
biol19	13.6
biol3	11.9
biol2	9.3
biol9	3.3
biol17	3.3
biol13	3.3
alt	3
biol11	3
biol1	3
biol6	2.5
biol10	2.4
biol5	1.9
biol7	1.6
biol4	1.4
biol15	1.3
biol18	1.2
biol14	0.5
biol8	0.5
biol16	0
biol12	0

Variables: usveg07: uso de suelo y vegetación 2007, alt: altitud, bio1: temperatura media anual, bio2: rango medio diurno o media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima, bio3: isothermalidad o índice de variabilidad de temperatura, bio4: estacionalidad de la temperatura, bio5: temperatura máxima del mes más cálido, bio6: temperatura mínima del mes más frío, bio7: rango de temperatura anual, bio8: temperatura media del mes con mayor precipitación, bio9: temperatura media del mes más seco, bio10: temperatura media del trimestre más cálido, bio11: temperatura media del trimestre más frío, bio12: precipitación anual, bio13: precipitación del mes más húmedo, bio14: precipitación del mes más seco, bio15: estacionalidad de la precipitación, bio16: precipitación del trimestre más húmedo, bio17: precipitación del trimestre más seco, bio18: precipitación del trimestre más cálido y bio19: precipitación del trimestre más frío.

6.5.3.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *TAPIRUS BAIRDII* (TAPIR)

El tapir (*Tapirus bairdii*), está catalogado en todo Mesoamérica como una especie en peligro de extinción (NOM-059- ECOL, 2000). Tenía una distribución continua desde el sureste de México hasta el noroeste de Colombia (Naranjo & Vaughan 2000), sin embargo, los altos índices de fragmentación y pérdida de hábitat, han restringido su distribución, reduciéndola a solo áreas naturales protegidas y/o a aquellas áreas alejadas de los asentamientos (Brooks *et al.* 1997, Lira *et al.* 2004). Actualmente en México se distribuye en los Estados de Campeche, Chiapas, Quintana Roo y Oaxaca (Lira *et al.* 2004; March 1994). Sus principales tipos de vegetación donde habitan van desde los bosques tropicales lluviosos (Selvas altas y medianas) y humedales costeros hasta los bosques mesófilos de montaña sobre los 3,620msnm (Naranjo & Vaughan 2000) (Anexo 4).

En el mapa de distribución potencial del mono aullador (Figura 24), el cual fue generado por MAXENT, se puede observar la distribución probable del ***Tapirus bairdii*** (tapir) la cual abarca, el centro suroeste del estado de Quintana Roo en los límites con el sur de Campeche, al sur del estado de Campeche en la reserva de la biosfera de Calakmul, el oriente de Chiapas en la subprovincia de la sierra madre del sur, la sierra norte de Chiapas en los límites entre Veracruz y Oaxaca, la llanura costera de Chiapas y Guatemala y en la sierra norte de Oaxaca entre los límites de Puebla y Veracruz.

Pasando a la región del Uxpanapa (siendo esta la región de estudio, se puede observar que tiene dos grandes zonas potenciales, al lado este y oeste), en la frontera de los estados de Oaxaca y Veracruz por las sierra de Oaxaca y en los límites del sur de Veracruz y el noroeste del estado de Chiapas.

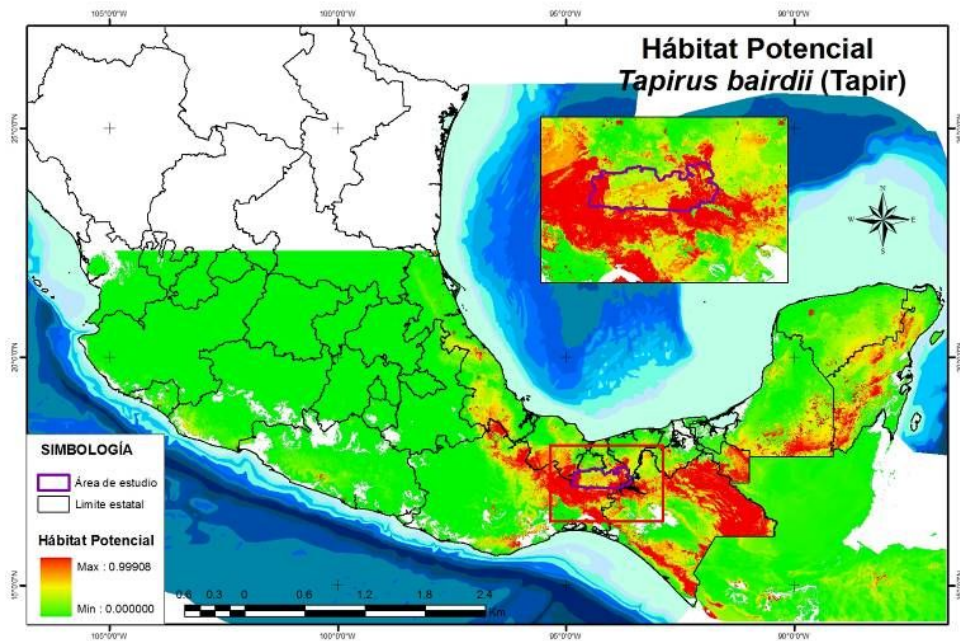


Figura 24. Modelación potencial de hábitat de *Tapirus bairdii mexicana* (Los tonos en rojo muestran las áreas donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de la especie, mientras, que los tonos verdes son las áreas donde hay menor probabilidad de ocurrencia)

El modelo para tapir mostró como resultado un AUC de 0.947%, teniendo como referencia que si el resultado es superior a 0.75 el resultado es útil, se puede decir que este resultado es bueno (Edith 2002). Para esta especie las variables con mayor contribución en el modelo (tabla 23) fueron: usveg07 (42%) correspondiente al uso de suelo y vegetación del INFyS 2007, seguida por el Biol7 (18.9%) correspondiente al rango de temperatura anual. Al compararla capa de uso de suelo y vegetación 2007 con los puntos que se encuentran en sitios con alta distribución potencial se identificaron los siguientes tipos de vegetación: selva alta perennifolia y selva mediana subperennifolia principalmente.

Tabla 23. Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del tapir.

tapir	
Puntos de Presencia	164
Training AUC	0.947
usveg07	42.2
bio17	18.9
bio111	5.4
bio12	5.1
bio115	4.6
alt	4.5
bio16	3.8
bio19	2.8
bio118	2.2
bio119	2.1
bio13	1.7
bio110	1.7
bio113	1.2
bio11	1
bio14	1
bio117	0.8
bio114	0.7
bio15	0.2
bio18	0
bio116	0
bio112	0

Variables: usveg07: uso de suelo y vegetación 2007, alt: altitud, bio1: temperatura media anual, bio2: rango medio diurno o media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima, bio3: isothermalidad o índice de variabilidad de temperatura, bio4: estacionalidad de la temperatura, bio5: temperatura máxima del mes más cálido, bio6: temperatura mínima del mes más frío, bio7: rango de temperatura anual, bio8: temperatura media del mes con mayor precipitación, bio9: temperatura media del mes más seco, bio10: temperatura media del trimestre más cálido, bio11: temperatura media del trimestre más frío, bio12: precipitación anual, bio13: precipitación del mes más húmedo, bio14: precipitación del mes más seco, bio15: estacionalidad de la precipitación, bio16: precipitación del trimestre más húmedo, bio17: precipitación del trimestre más seco, bio18: precipitación del trimestre más cálido y bio19: precipitación del trimestre más frío.

6.5.4.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *BROSIMUM ALICASTRUM* (RAMÓN)

El árbol conocido como ramón, se distribuye en la Costa de Pacífico desde 0 msnm hasta los 200 mts aproximadamente en los estados de Nayarit, Jalisco y Sinaloa principalmente y en la parte del Océano Atlántico, se distribuye en los estados de, Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Oaxaca y Quintana Roo, hasta una altitud de 800 msnm, es dominante en las selvas altas perennifolias, medianas subperennifolias y subcaducifolias. Pennington y Sarukhán (2005), además representa un elemento ecológicamente importante en la composición florística de las selvas baja y mediana, siendo sus hojas y frutos alimento para animales y aves silvestres. Es importante mencionar que la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) ha definido al ramón como una especie Prioritaria para sus Programas de Conservación y Restauración de Ecosistemas Forestales (Morales y Herrera, 2009) (Anexo 5).

En el mapa de distribución potencial del ramón (Figura 25), el cual fue generado por MAXENT se puede observar la distribución probable, esta se localiza desde frontera con Guatemala en el sur de la península de Yucatán con mediano potencial, aumentando su potencial de distribución en la sierra de Chiapas, planicies de Tabasco y la mayor parte del territorio Veracruzano excepto zonas con altas elevaciones altitudinales, además los estados de Nayarit y Jalisco mostraron alta aptitud en sus planicies costeras. La zona de estudio (Uxpanapa, Veracruz) tiene en su gran mayoría de su superficie potencialidad alta y mediana para el desarrollo y crecimiento de esta especie.

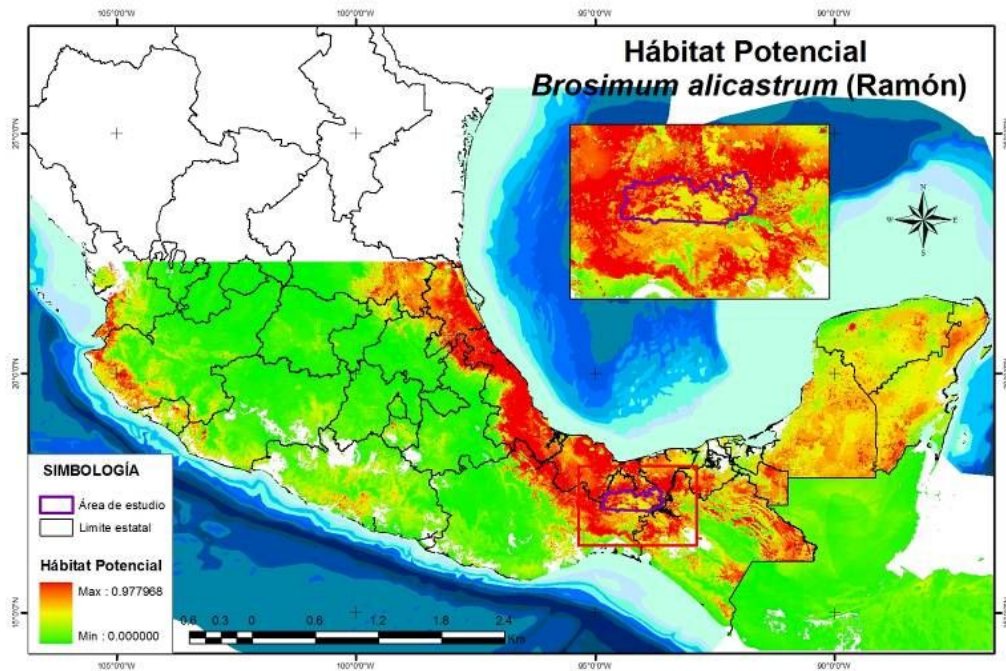


Figura 25. Modelación potencial de hábitat de *Brosimum alicastrum* (Los tonos en rojo muestran las áreas donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de la especie, mientras, que los tonos verdes son las áreas donde hay menor probabilidad de ocurrencia).

El modelo para el árbol ramón mostró como resultado un AUC de 0.892%, teniendo como referencia que si el resultado es superior a 0.75 el resultado es útil, se puede decir que este resultado es bueno (Edith 2002). Para esta especie las variables con mayor contribución en el modelo (tabla 24) fueron: usveg07 (35.9%), bio18 (22.1%), bio12 (10.8%), correspondientes a las capas de usos del suelo y vegetación del 2007 de INFys 2007, seguida de la temperatura media del mes con mayor precipitación (Anexo 1). Además se comparó la capa de uso de suelo y vegetación 2007 con los puntos que se encuentran en sitios con alta distribución potencial y se identificaron los siguientes tipos de vegetación: selva alta perennifolia y Selva mediana subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia, bosque de encino y pastizal cultivado principalmente.

Tabla 24. Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del árbol ramón.

Árbol ramón	
Puntos de Presencia	185
Training AUC	0.892
usveg07	35.9
biol8	22.1
biol2	10.8
biol3	6.7
biol17	4.6
biol7	3.4
biol10	3.3
biol13	2.6
biol6	2.5
biol11	2.5
alt	1.8
biol15	1.1
biol1	0.8
biol9	0.6
biol19	0.6
biol14	0.4
biol18	0.2
biol16	0.1
biol5	0
biol4	0
biol12	0

Variables: usveg07: uso de suelo y vegetación 2007, alt: altitud, bio1: temperatura media anual, bio2: rango medio diurno o media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima, bio3: isotermalidad o índice de variabilidad de temperatura, bio4: estacionalidad de la temperatura, bio5: temperatura máxima del mes más cálido, bio6: temperatura mínima del mes más frío, bio7: rango de temperatura anual, bio8: temperatura media del mes con mayor precipitación, bio9: temperatura media del mes más seco, bio10: temperatura media del trimestre más cálido, bio11: temperatura media del trimestre más frío, bio12: precipitación anual, bio13: precipitación del mes más húmedo, bio14: precipitación del mes más seco, bio15: estacionalidad de la precipitación, bio16: precipitación del trimestre más húmedo, bio17: precipitación del trimestre más seco, bio18: precipitación del trimestre más cálido y bio19: precipitación del trimestre más frío.

6.5.5.- DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *SWIETENIA MACROPHYLLA* (CAOBA)

La distribución del árbol de caoba se extiende desde el norte del estado de Veracruz, pasando por Tabasco, Chiapas hasta el sur de la península de Yucatán (Campeche y Quintana Roo) (Pennington y Sarukhán, 2005). Su importancia ecológica se debe a que es una especie primaria, medianamente heliófila, la cual es capaz de regenerar campos abandonados, además de que tiene un valor comercial alto, sin embargo su potencial de regeneración natural es bajo, su amplitud altitudinal va desde los 0 hasta los 1500 msnm, principalmente en selvas altas o medianas perennifolias o caducifolias y en vegetación ribereña y en zonas cercanas a este tipo de ecosistemas (Gullison *et al.* 1996; Gerhardt, 1996) (Anexo 6).

Para la predicción de la distribución potencial del árbol de caoba, se utilizaron coordenadas geográficas de 37 registros de presencia (Pennington T. D, y Sarukhán J. 2005). En el mapa de distribución potencial de la caoba (Figura 26), el cual fue generado por MAXENT, se puede observar la distribución probable en donde se muestran tres áreas principales con alta posibilidad de presencia de *Swietenia macrophylla* (caoba). La primera se localiza en estado de Veracruz en la región del Totonacapán, al sur en la región de los Tuxtlas y en la colindancia con los estados de Oaxaca, Chiapas y Tabasco en el Uxpanapa, además una pequeña parte en el estado de Oaxaca en la región del Papaloapan. La segunda zona es en el Tabasco donde el potencial es alto y mediano en la mayor parte del estado y en el estado de Chiapas en la región selvas, y la tercera zona es la región de la península de Yucatán abarcando prácticamente los estados de Campeche (Calakmul) y al sur de Quintana Roo en colindancia con los límites de la reserva de la biosfera de Calakmul. Pasando a la zona de estudio, la Región de Uxpanapa se puede apreciar que la especie tiene alto potencial de habitar y de desarrollarse.

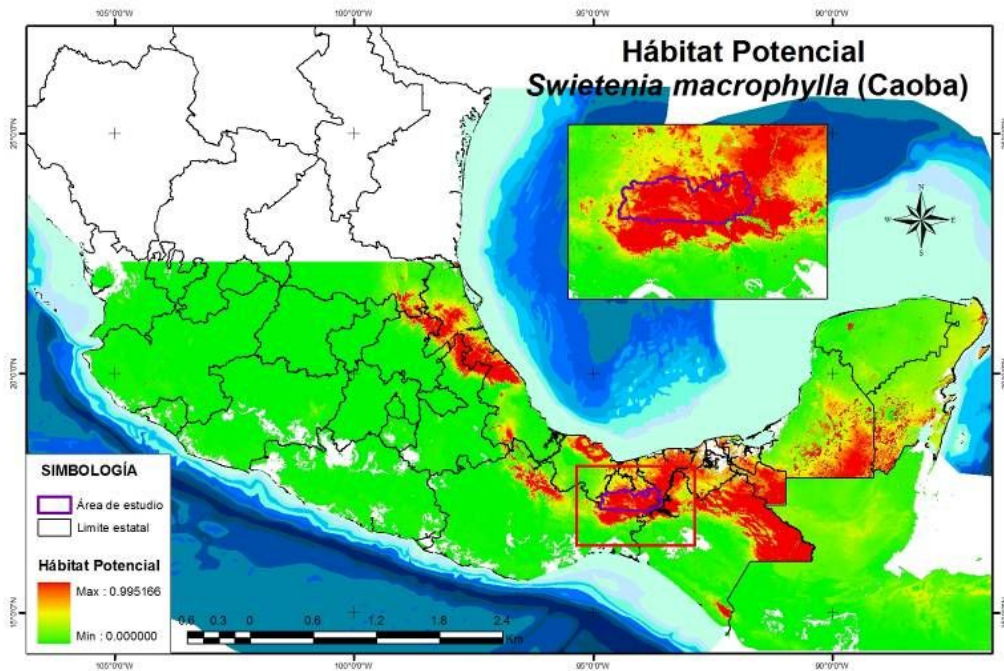


Figura 26. Modelación potencial de hábitat de *Swietenia macrophylla* (Los tonos en rojo muestran las áreas donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de la especie, mientras, que los tonos verdes son las áreas donde hay menor probabilidad de ocurrencia).

El modelo para el árbol de caobas mostró como resultado un AUC de 0.953%, teniendo como referencia que si el resultado es superior a 0.75 el resultado es útil, se puede decir que este resultado es bueno (Edith 2002). Para esta especie las variables con mayor contribución en el modelo (tabla 25) fueron: usveg07 (38.4%), biol19 (30%), biol2 (16.2%), correspondientes a las capas de usos del suelo y vegetación del 2007 de INFys 2007, seguida de la precipitación del trimestre más frío y la precipitación del mes más seco, (Anexo 1). Además se comparó la capa de uso de suelo y vegetación 2007 con los puntos que se encuentran en sitios con alta distribución potencial y se identificaron los siguientes tipos de vegetación: selva alta perennifolia y selva mediana subperennifolia, agricultura de temporal y pastizal cultivado principalmente.

Tabla 25. Porcentajes de contribución de las variables en el modelo de distribución del árbol de caoba.

Árbol de caoba	
Puntos de Presencia	37
Training AUC	0.953
usveg07	38.4
biol19	30
biol14	16.2
biol10	8.5
alt	4.3
biol15	1.1
biol9	0.6
biol18	0.4
biol7	0.1
biol2	0.1
biol8	0.1
biol5	0
biol3	0
biol4	0
biol17	0
biol16	0
biol13	0
biol12	0
biol11	0
biol1	0
biol6	0

Variables: usveg07: uso de suelo y vegetación 2007, alt: altitud, bio1: temperatura media anual, bio2: rango medio diario o media del promedio mensual de temperatura máxima y mínima, bio3: isotermalidad o índice de variabilidad de temperatura, bio4: estacionalidad de la temperatura, bio5: temperatura máxima del mes más cálido, bio6: temperatura mínima del mes más frío, bio7: rango de temperatura anual, bio8: temperatura media del mes con mayor precipitación, bio9: temperatura media del mes más seco, bio10: temperatura media del trimestre más cálido, bio11: temperatura media del trimestre más frío, bio12: precipitación anual, bio13: precipitación del mes más húmedo, bio14: precipitación del mes más seco, bio15: estacionalidad de la precipitación, bio16: precipitación del trimestre más húmedo, bio17: precipitación del trimestre más seco, bio18: precipitación del trimestre más cálido y bio19: precipitación del trimestre más frío.

En resumen las 5 especies modeladas en este estudio tuvieron un AUC superior al 0.88% lo que significa que los modelos son confiables, aunque los puntos de presencia de las especies fueron variables los resultados fueron óptimos y de acuerdo a la literatura cada especie tuvo concordancia con los resultados del modelo. Además se encontró que la mayoría de las especies concuerdan en el traslape con el tipo de uso de suelo y vegetación del selvas y pastizales cultivados, aunque no todas las especies tienen un alto potencial en la zona de estudio (Uxpanapa, Veracruz), la mayoría tiene alto potencial en zonas colindantes con la región de análisis.

6.6.- MODELACIÓN MEDIANTE LA HERRAMIENTA MARXAN

La planificación para la conservación tiene como objetivo principal la selección de un conjunto de áreas que garanticen la conservación de la biodiversidad (Margules and Pressey, 2000). Estas áreas deben representar adecuadamente al conjunto de la biodiversidad y garantizar su persistencia a largo plazo, separándola de los procesos que la amenazan, de esta forma la probabilidad de resolver los problemas encontrados por otras estrategias de planificación previamente utilizadas como las basadas meramente en métodos de ordenación de áreas en función de su riqueza o rareza puede ser factible (Pressey and Tully, 1994).

A continuación se presentan los resultados de los tres procesos de modelación con sus diferentes variables.

6.6.1.-MODELACIÓN 1) MODELACIÓN CON MARXAN PARA LA VARIABLE DE VEGETACIÓN Y USO DE SUELO DEL 2009

Los resultados de las modelaciones con MARXAN se pueden observar en las figura 26 y en la tabla 27, en donde en la modelación uno (con solo la variable de vegetación 2009), se pueden observar grandes extensiones de área en rojo, las cuales son las zonas más óptimas para la conservación, ocupando 179,200 hectáreas de superficie alrededor del 32 % de la zona de estudio y se puede notar la conectividad entre fragmentos grandes y medianos. También se puede apreciar que tanto las áreas de amortiguamiento (14%) como las de transición (24%), sirven como barrera de protección para las áreas que se pretenden conservar, el 28% restante corresponde a las áreas disponibles que están ocupadas con un uso de suelo ganadero en su mayor parte con pequeños fragmentos citrícolas, pero con potencial para ser utilizadas para manejo forestal.

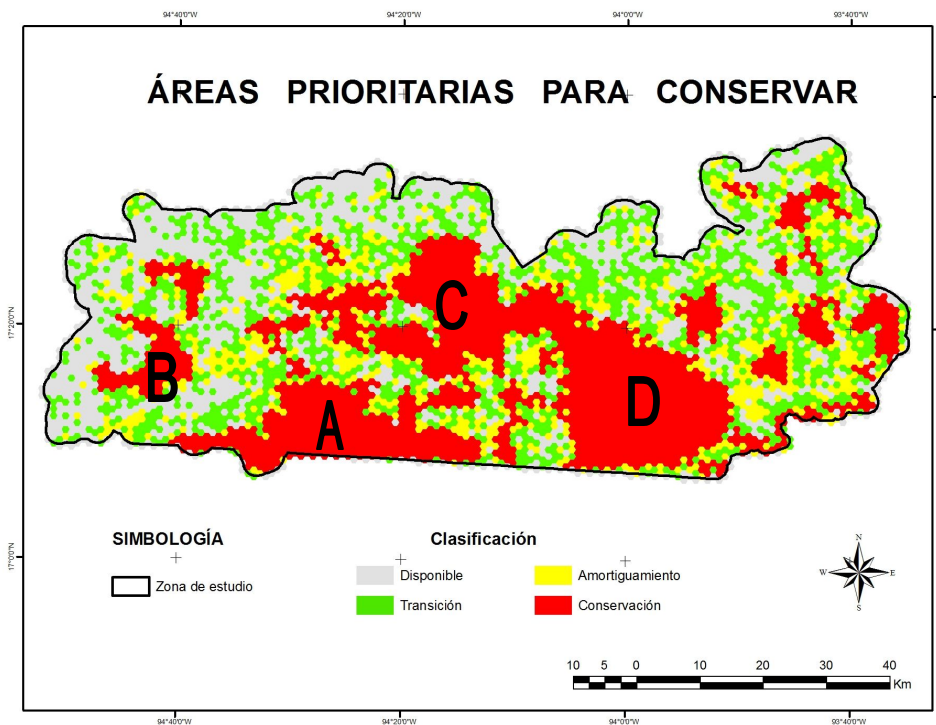
En el mapa de la figura 27, se puede observar que las zonas con categoría de conservación se localizan prácticamente en polígonos grandes identificados por las letras (A,B,C,D). Estos sitios priorizados coinciden con la vegetación de Selva de la región de Veracruz, la clase de amortiguamiento se localiza en los bordes de las áreas de conservación en color amarillo, los fragmentos en color verde correspondientes a la clase de transición corresponde a los usos de suelo de hulares y acahuals

principalmente, y por último la clase destinada a disponible está ocupada por un uso de suelo meramente ganadero.

Tabla 26. Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009.

Modelación con Vegetación		
Clases	Área_ha	Porcentaje
Conservación	179200	32.76
Amortiguamiento	76600	14.00
Transición	133400	24.39
Disponible	157800	28.85

Figura 27.- Sitios prioritarios para conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz, con la capa de uso de suelo y vegetación 2009.



6.6.2.- MODELACIÓN 2) MODELACIÓN CON MARXAN PARA LAS VARIABLES DE VEGETACIÓN Y USO DE SUELO DEL 2009 Y FAUNA (TAPIR Y JAGUAR) DE LA REGIÓN DE UXPANAPA, VERACRUZ.

Es importante mencionar que para la priorización de zonas con MARXAN, en este análisis se incluyeron dos especies de Fauna (jaguar y tapir), estas especies se tomaron debido a que existen registros de que habitan en la región de estudio y porque se encuentran en la categoría de peligro de extinción NOM-059 y también, porque el Centro de Investigaciones Tropicales obtuvo puntos georeferenciados de estas especies para el proyecto Evaluación de la distribución, tamaño poblacional y vulnerabilidad de especies amenazadas para determinar áreas y estrategias de conservación prioritaria en la región.

En el resultado de la modelación 2 con MARNAN, figura 28 y tabla 27, se puede observar que las áreas para conservación ocupan 65,900 ha de superficie lo equivalente a un 30% de ocupación de la zona los cuales se ven conectados entre si en su mayoría por pequeños corredores, lo cual es un factor benéfico para la fauna de la región. En las áreas de amortiguamiento con una ocupación porcentual del 14%, se ven dispersas principalmente cerca de las zonas prioritarias a conservar, además se observa que las zonas de transición se localizan por toda la región, ocupando un porcentaje superficial del 26% , esta clase puede servir también como albergue o zonas de paso u alimentación para la fauna de la región. Por último la clase de tipo disponible abarca el 28% de la región siendo está ocupada principalmente por potreros y localizada en mayores extensiones en la zona norte y oeste de la región.

Las zonas con alto potencial para su priorización se identifican con las letras A,B,C,D, como se puede observar en el mapa de la figura 27, los polígonos correspondientes a las letras A y C cambiaron en su forma, disminuyendo también la superficie, comparándolo con la modelación de vegetación solamente.

Tabla 27. Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir)

Modelación con Vegetación y Especies		
Clases	Área_ha	Porcentaje
Conservación	165900	30.33
Amortiguamiento	76600	14.00
Transición	146400	26.76
Disponible	158100	28.90

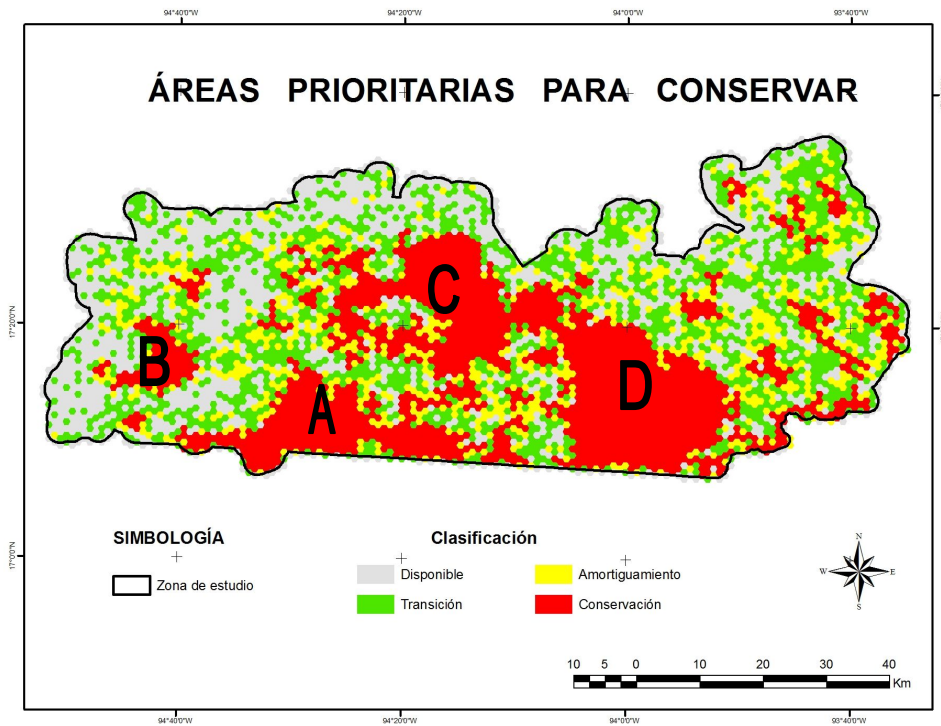


Figura 28.- Sitios prioritarios para conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz, con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar y tapir).

6.6.3.- MODELACIÓN 3) MODELACIÓN CON MARXAN PARA LAS VARIABLES DE VEGETACIÓN Y USO DE SUELO DEL 2009 Y FAUNA (TAPIR Y JAGUAR) Y EL BUFFER DE LAS LOCALIDADES A 2KM. Y LAS SUPERFICIES CON PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES 2003 – 2010 DE LA REGIÓN DE UXPANAPA, VERACRUZ.

En la tercera modelación, en donde se combinan variables sociales (localidades), naturales (uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna tapir - jaguar), económicos - gubernamentales (Pago por servicios ambientales 2003 - 2010), dan como resultados la categorización más importante de las tres modelaciones analizadas para de la región de Uxpanapa, Veracruz. Aquí se puede observar en la figura 28 y la tabla 28, que el factor social (las localidades) son excluidas en el mapa, además se puede observar que hay alrededor de 20 zonas importantes para la conservación en rojo abarcando 196,500 ha de superficie ó un aproximado del 35% de ocupación para la región. Se puede observar también que las zonas de amortiguamiento disminuyeron a un 6%, localizándose principalmente en los fragmentos pequeños con alto potencial para su conservación, sin embargo los polígonos con grandes extensiones quedan con pocas zonas de amortiguamiento dejando al descubierto y con potencial a ser alteradas las zonas con alto potencial para conservación. Las zonas en transición con un 12% quedan localizadas al norte de la imagen en zonas de potreros y a su vez dejando estos para uso disponible con un 6%.

En el mapa de la figura 29, se observa que los polígonos de los grandes fragmentos (A,B,C,D) con alto potencial de conservación cambiaron en forma, sin embargo su extensión superficial creció un 5%, es importante mencionar que para los tres modelos analizados con MARXAN los fragmentos A,B,C,D siempre tuvieron un potencial alto de conservación, estos resultados relacionados con la capa de vegetación y con la capa de elevación (120 - 300 msnm polígonos A, C y 400 a 1,000 msnm en los polígonos B - D), demuestran que las selvas y los altas elevaciones sobre el nivel del mar tienen alta probabilidad a ser conservadas.

Figura 29.- Sitios prioritarios para conservación de la región de Uxpanapa, Veracruz, con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir), buffer de las localidades (2km) de INEGI 2005, y los polígonos del pago por servicios ambientales 2003 – 2010.

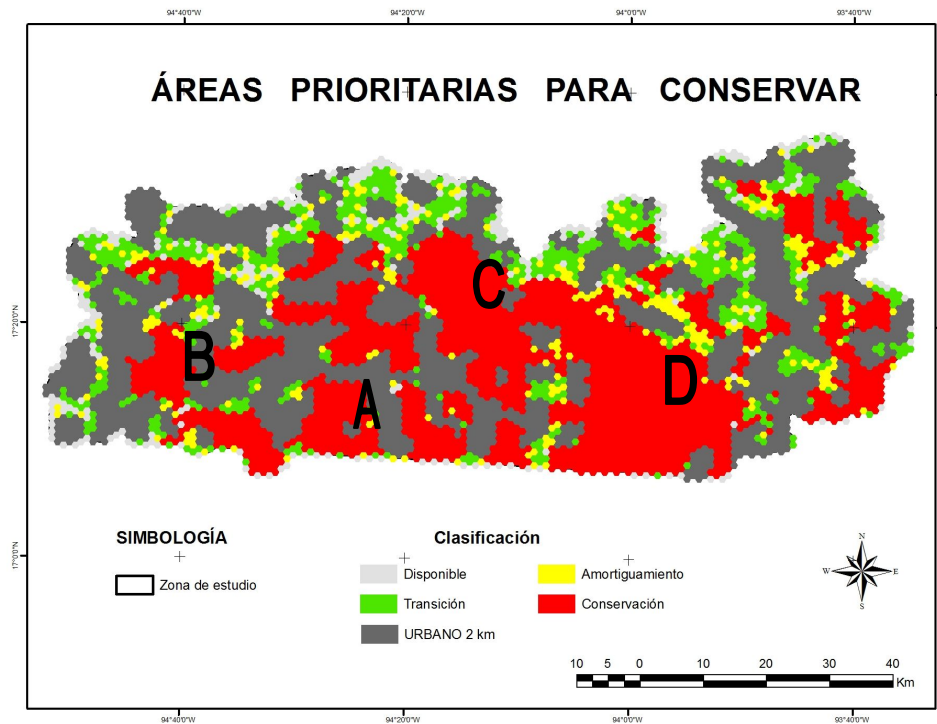


Tabla 28. Ocupación porcentual en las categorías del modelo con la capa de uso de suelo y vegetación 2009 y especies de fauna (jaguar, tapir), buffer de las localidades (2km) de INEGI 2005, y los polígonos del pago por servicios ambientales 2003 – 2010.

Tabla 28 Modelación con Vegetación, Especies y Localidades

Clases	Área_ha	Porcentaje
Conservación	196500	35.92
Amortiguamiento	32700	5.98
Transición	67200	12.29
Disponible	33300	6.09
Limite urbano 2km	217300	39.73

7.- DISCUSIÓN

Este análisis permitió conocer el cambio en el uso del suelo, la pérdida de la cubierta forestal, el grado de fragmentación y los fragmentos de vegetación selvática que aun se pueden conservar en la Selva de Uxpanapa, Veracruz, y los procesos históricos sociales detrás de esta transformación del paisaje. Se analizó un período de 33 años comprendiendo de 1976 al 2009; en este lapso de tiempo las selvas de la zona de estudio disminuyeron a tan solo 192,000 Ha, el (36 %) del total de área de la propuesta a conservar para el proyecto “Evaluación de la distribución, tamaño poblacional y vulnerabilidad de especies amenazadas para determinar áreas y estrategias de conservación prioritaria en la región de Uxpanapa” del Centro de Investigaciones Tropicales. Ésta pérdida de cobertura forestal ha ocurrido principalmente en el sector norte y al este del polígono de estudio, principalmente en superficies ocupadas por pobladores (Ejidotes) que dan una ocupación del suelo como un uso ganadero, por lo tanto este estudio concuerda con las predicciones de degradación de Gómez-Pompa 1970 en los 70’s y Ewell y Poleman 1980 entre los 70’s y 80’s. En dichos estudios los autores mencionaban las malas planeaciones del proyecto de desarrollo de la Comisión del Papaloapan y de las reubicaciones mal planeadas de indígenas Chinantecos principalmente.

Es de gran preocupación observar y conocer las tasas de deforestación de la Región de Uxpanapa, Veracruz teniendo una pérdida de 0.67% anual en el periodo 2000 - 2009, siendo esta superior a la registrada para la república mexicana según el Plan Nacional de desarrollo 2007 – 2012 (PNUD, 2013) que en su apartado sobre bosques y selvas menciona que para todo el país la tasa es de 0.4% anual. El incremento de las tasas de deforestación en el área de estudio, plantean un grave problema, ya que el conocer estos índices de deforestación indican que hacen falta esfuerzos de conservación en esta área natural con propuesta a ser protegida, siendo insuficientes las capacitaciones o propuestas que se han aplicado en la zona con la finalidad de frenar la degradación de los recursos naturales.

Como ya se mencionó anteriormente hasta el año de 1977 ya se habían deforestado cerca de 85,000 ha de selva de las cuales 21,000 ha fueron utilizadas para la agricultura

(Ewell y Poleman, 1980 y Toledo, *et al*, 1989), comparando con nuestros resultados para 1990 tenemos cerca de 111,000 hectáreas deforestadas, comprobando con esto la tendencia en aumento hacia la deforestación de la zona de Uxpanapa. Considerando que Velasco, (1990), de Teresa (2000) y Guzmán, (1992) mencionan que la actividad ganadera se agudizó de los 80's para la fecha con apoyos del gobierno federal, se puede decir que la mayor parte de las más de 220,000 ha deforestadas de la región están destinadas a usos ganaderos y lo que aún queda conservado se puede observar claramente en las partes altas y de difícil acceso como se observó en el reconocimiento de campo.

Los principales factores asociados a la deforestación y degradación de la región de Uxpanapa descritas en este estudio se pueden asociar con políticas públicas de desarrollo. En primer lugar la reubicación de indígenas Chinantecos de su hábitat de origen hacia las selvas del Uxpanapa en los 70's, debido a la creación de una presa (Cerro de Oro) propuesta por la Comisión del Papaloapan en los 70's (Rodríguez-Vallejo, 1977, Aguirre Beltrán, 1992, de Teresa, *et al.*, 2000). A dichos indígenas se les donaron tierras con régimen ejidal y el gobierno federal les apoyo para deforestar la región con vistas económicas de tener un potencial de desarrollo agrícola - ganadero en esta región (Revel-Mouroz, 1980). Sin embargo, debido a la mala planeación, la inaptitud de los indígenas a la región aunado con los malos suelos para el desarrollo agrícola, se comienza a practicar con mayor auge la ganadería (Ewell y Poleman, 1980, Szekely y Restrepo 1988). Esta práctica vino a deteriorar aún más las zonas conservadas o que estaban siendo abandonadas, las cuales al mismo tiempo se estaban regenerando (Hernández-Gómez *et al*, 2013). Este tipo de deterioros se pueden observar en la transformación de los acahuals y cítricos abandonados a zonas ganaderas.

Por otra parte los programas de desmonte, conocidos como PRONADE, que se implementaron de 1972 a 1983 usando maquinaria pesada, también resultaron en una deforestación extensiva en la región. El objetivo era de convertir esas tierras en pastos para el ganado, pues consideraba que la vegetación original no era económicamente rentable. Como resultado, este decreto provocó la tala de 3 millones de hectáreas de selvas húmedas, principalmente en los estados de Veracruz (Uxpanapa), Tabasco y Chiapas (Toledo, *et al*, 1989). Al tener una superficie con pastos y apta para la ganadería el gobierno federal dio apoyos a los ejidatarios, en donde la mayoría de los

ejidatarios poseían un número limitado de cabezas (entre dos y cinco) en aproximadamente 10 ha, mientras que los verdaderos ganaderos tenían más de treinta cabezas, conformando una élite asociada al comercio y al transporte (Guzmán, 1992, de Teresa *et al*, 2000). Aunado a estos deterioros, en 1998, el Centro Nacional de Desastres CENAPRED registró un incendio el cual dañó 850 ha de superficie de vegetación selvática entre los límites de Los Chimalapas (Oaxaca), Uxpanapa (Veracruz) y la Reserva de la Biosfera El Ocote (Chiapas) (Gómez, M. 2009).

Las zonas selváticas año con año se ven seriamente afectadas por cambios en el uso del suelo debido a las actividades humanas tales como: la expansión agrícola y ganadera, la creación de vías de comunicación y la expansión urbana. Estos cambios en el uso del suelo reducen y fragmentan la cobertura forestal, erosionando el suelo, modificando el hábitat, las interacciones biológicas de sus poblaciones de especies silvestres, así como también afectando el comportamiento en la fauna y los procesos ecosistémicos. Además, los cambios de uso de suelo ayudan en la aceleración de la introducción de especies invasoras (Vaca, 2012, Geist y Lambin 2004). Este estudio en particular comprueba como las vías de comunicación se asocian fuertemente con los procesos de deforestación en la zona de Uxpanapa, este mismo fenómeno se replica en la Península de Yucatán, en Oaxaca, Chiapas y otros estados de la república mexicana, convirtiéndose en casi una constante en las variables que afectan el deterioro de zonas con vegetación selvática (Trombulak y Frissell 2000, Nellemann 2001, Arriaga e al. 2004, Ellis and Porter-Bolland, 2008).

Ellis *et al*. (2011), en su publicación de focos rojos para la conservación de la biodiversidad en Veracruz, muestra la zona de Uxpanapa como una región con alto potencial para ser un área prioritaria para la conservación, y este estudio muestra también que la zona tiene potencial para obtener algún decreto de conservación. Los resultados de estudios y modelos que indican donde se localizan las zonas potenciales a conservar y las zonas potenciales para uso agrícola-ganadero, como los que se presentan en este estudio, deben ser aplicados para una planeación estratégica de conservación y desarrollo sustentable en la región como para la creación del ANP o cualquier otra categoría de protección. Además los resultados de Ellis *et al* (2011) y Vaca (2012) en sus diferentes análisis y metodologías, concuerdan con los resultados de

este estudio, identificando las mismas zonas con el objetivo de priorizarlas o conservarlas.

El pago por servicios ambientales desde el punto de vista de Ramírez (2011), menciona que el esquema de los programas de PSA gubernamentales genera incentivos incorrectos al impulsar un estilo de conservación pasiva, caracterizada por una ineficiencia relativa en términos económicos. Esta idea concuerda parcialmente con la opinión de Piña (2011), en el sentido de que los Planes de Manejo Forestales así como las Empresas Forestales Comunitarias brindan rentabilidad a los bosques, por lo tanto disminuyen la tasa de deforestación. Como se presenta en este estudio, los programas de PSA tienen un efecto positivo en evitar la deforestación en la región de Uxpanapa, particularmente para fragmentos en áreas agropecuarias sin manejo forestal.

El proceso de deforestación, como la de fragmentación, tiene fuertes implicaciones para la conservación de biodiversidad en la región. El tamaño y conectividad de los fragmentos de vegetación determina la calidad de hábitat de algunas especies las cuales necesitan grandes extensiones para su sobrevivencia y reproducción (Fahrig, 2003). Los resultados de la fragmentación adicionalmente indican el efecto de borde, dicho efecto de borde prácticamente reduce la superficie de hábitat, siendo en muchos fragmentos pequeños un área muy reducida para muchas de especies de fauna, particularmente mamíferos con ámbitos hogareños grandes como el jaguar, tapir o monos, los cuales necesitan grandes extensiones de hábitat disponible (Crooks, 2002; MacArthur y Wilson, 1967).

De acuerdo con la teoría biogeográfica de islas, la cual menciona que las variables del paisaje como el tamaño y el aislamiento de hábitat o ecosistemas determinan el número de especies en las islas, entre más extenso, conservado y alejado de la civilización se encuentre un hábitat mayor será su diversidad de especies (Crooks, 2002; MacArthur, *et al.*, 1967; Pronatura, 2007). Aplicando esta teoría en la zona se puede hipotizar que en los años 70 la zona contenía mayor biodiversidad de flora fauna antes de su deforestación, ya que actualmente la zona se encuentra muy fragmentada y rodeada por seres humanos lo cual ha reducido disminución de especies de flora y fauna, así como propiciado el cambio de uso de suelo.

Por otra parte las especies de flora y fauna responden de diferente manera cuando se enfrentan a 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), ya que el tamaño y número de los parches que resultan de una fragmentación y deterioro del hábitat son insuficientes para poder mantener y conservar poblaciones mínimas viables de especies que necesitan amplios zona de distribución para habitar (Kattan 2002). Por esta razón, la vulnerabilidad y residencia de la flora y fauna dependerá de su capacidad de adaptación a los cambios en el hábitat (Cuarón 2000).

Para las especies a conservar y que requieren grandes extensiones de vegetación selvática, es necesario considerar y conocer factores como: la extensión actual en la que habitan, estatus de conservación y población de la especie, la distribución y conectividad del hábitat, la disponibilidad de presas, y el grado de amenazas humanas (Sanderson *et al.* 2002). En base al conocimiento de dichas variables se pueden establecer las zonas prioritarias o de conservación para el mantenimiento de la especie. Sin embargo, pocas son las herramientas que ayudan a la planificación y que cubran todos los aspectos necesarios para alcanzar este propósito (Sanderson *et al.* 2002).

La modelación resultante de la especie jaguar *Panthera onca* en este trabajo llevada a cabo con MaxEnt es muy similar a la publicada por Ceballos y Chávez (2005), en donde el software para su modelado potencial fue GARP. Aunque se usaron software diferentes, los modelos salieron similares, sin embargo el resultado de este trabajo que está basado en integrar datos de vegetación y uso de suelo resultando en una distribución más restringida de la que reportan Ceballos y Chávez (2005). De acuerdo a Phillips *et al.*, (2006), Maxent es de las mejores herramientas para modelar la distribución potencial de especies. Es importante mencionar que en los recorridos de campo los pobladores por el lado de Las Choapas, confirmaron la existencia de esta especie, mencionando que en las noches bajan de las partes altas por alimento.

La modelación resultante del mono aullador de este estudio, coincide con las áreas de distribución potencial descritos por Rodríguez-Luna, *et al.*, (2009), elaborado en el taller de conservación, análisis y manejo planificado para los primates mexicanos. Con excepción de la sierra este de Chiapas el cual en el resultado de este estudio no está

incluida y en el de Rodríguez-Luna *et al* (2009) si está incluida, este sesgo se puede deber a la antigüedad de los registros de presencia-ausencia de la especie, o a la distribución histórica conocida por los expertos que elaboraron ese documento en el 2009. Sin embargo la CONABIO (2012) en su publicación de prioridades para la conservación de los primates en México hace una modelación con MaxEnt, obteniendo como resultado un modelo similar al de este estudio, coincidiendo principalmente en el estado de Tabasco y sur del estado de Veracruz (Uxpanapa) en donde la gente de la zona mencionó la existencia de dicha especie la cual habita principalmente las zonas altas y conservadas de la región. Sin embargo la finura de los resultados de este trabajo se deben a que se utilizó la capa de uso de suelo y vegetación (INFys 2007), resultando en una distribución aún más restringida.

Para la modelación del tapir el resultado puede ser poco comparable con otros, ya que existen pocos casos de su hábitat potencial en México. Sin embargo, Naranjo (2001) publica su hábitat potencial el cual coincide con la distribución de este estudio, mencionando como idóneos los estados de la Península de Yucatán (Campeche y Quintana Roo) y Chiapas. En este trabajo se está modelando el sureste de México, en donde se contó con registros en el estado de Oaxaca y Sur de Veracruz y sur de Tabasco, por lo tanto el resultado de esta modelación fue más allá que solo la sierra de Chiapas y la Península de Yucatán, esto es de gran importancia ya que no solo restringimos a la especie en una sola región o estado si no que se puede apreciar la distribución y amplitud de hábitat potencial de esta especie.

Para la modelación del árbol caoba el resultado es poco comparable con otros estudios sin embargo basándonos en la descripción de la distribución de la especies de Pennington y Sarukhán (2005) para México y Bauer *et al.* (1998) para Sudamérica, podemos corroborar o concordar que los resultados de la distribución potencial de caoba mostrada por el modelo MaxEnt concuerdan con el norte del estado de Veracruz, pasando por Tabasco, Chiapas hasta el sur de la península de Yucatán (Campeche y Quintana Roo) siendo estos estados los que concuerdan con el resultado obtenido para este análisis.

Para la modelación del árbol ramón el resultado es poco comparable con otros estudios sin embargo basándonos en la descripción de la distribución de la especies de

Pennington y Sarukhán (2005) para México, se comprobó que los estados con alto potencial de distribución concuerdan con los estados con mayor potencial en el Atlántico: Veracruz, Tabasco, Campeche y Quintana Roo, además de los estados de Chiapas y el norte de Oaxaca en el Pacífico, mismos que concuerdan con el resultado obtenido en la modelación potencial de distribución de para esta especie.

Elegir un conjunto de sitios prioritarios a conservar siempre es complejo, ya que se deben tomar en cuenta todos los aspectos sociales, económicos y biológicos involucrados en la conservación. Cuando pretendemos utilizar esta información resulta que la mayoría de las veces no existe o se encuentra incompleta o hay que hacer una serie de supuestos con los que tenemos que lidiar. Marxan se presenta como uno de los programas innovadores ya que puede incorporar a la selección de áreas los tres aspectos antes mencionados. Esto lo hace ser un programa idóneo para un ejercicio como el que aquí se presenta (Flores-Villela., 2010). En estudios anteriores se describe que los estados en donde se concentra la mayoría de los sitios a conservar son: Oaxaca, Chiapas, Guerrero y Veracruz. Éstos son los estados con mayor riqueza de especies y de endemismos, tomando estos estudios en cuenta y el resultado de la modelación con Marxan, se puede aseverar que la Región de Uxpanapa, Veracruz, tiene un gran potencial para decretarlo como sitio para la Protección del Medio Ambiente y del Uso Racional de los Recursos Naturales (Flores-Villela, 1991; Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006; Ochoa-Ochoa, 2006).

Marxan puede apoyar en la toma de decisiones para la conservación incluyendo: planificación del uso de la tierra, planificación del mar, la planificación urbana y regional. En general, el software puede guiar en la resolución de problemas de asignación de recursos espaciales que implica múltiples acciones de conservación (Wilson *et al.*, 2009). Los objetivos y las restricciones se pueden basar en las variables: económicas, características sociales, culturales o biológicas. Los resultados pueden ser útiles en una decisión o proceso de decisiones a través de la identificación de las áreas prioritarias que deben asignarse a una zona en particular (Klein *et al.* 2008), y también tiene el potencial de mostrar opciones alternativas para su uso en un entorno de negociación (Airame, 2005). En la región de análisis se puede observar que, por un lado el análisis nos muestra las zonas importantes para la conservación y por otro lado

muestra zonas que pueden ser utilizadas con fines económicos para darles un uso agrícola o ganadero.

Como se ha demostrado en estudios recientes, algunas Áreas Naturales Protegidas tienen tasas de deforestación más altas comparadas con zonas que no tienen algún decreto de conservación (Porter y Ellis, 2011, Espinoza, 2004). Por lo tanto es necesario buscar otras alternativas o estrategias complementarias, como el manejo forestal sustentable que promuevan la conservación de los recursos naturales, considerando que dentro de estas zonas existen familias que requieren usar los recursos naturales de una manera racional para su subsistencia, además de generar ingresos para sus comunidades (Liu y Taylor, 2002; Mangel *et al.*, 1996). Por tal motivo, declarar la región de Uxpanapa, Veracruz como Área Natural Protegida o como Reserva de la Biosfera no sería lo más pertinente, debido a que existen familias que requieren dar un uso de suelo, por lo tanto la mejor opción, como se menciona arriba, sería decretar como prioritarias para la conservación las zonas demostradas en este análisis mediante el decreto de Protección del Medio Ambiente y del Uso Racional de los Recursos Naturales, el cual permite dar uso sustentable a los recursos y al mismo tiempo promueve la conservación.

8.- CONCLUSIONES

En general, la región de Uxpanapa, ha presentado una pérdida en su cobertura forestal (selva) en este periodo de análisis de 33 años, pasando del 72% al 37% de vegetación selvática, convirtiendo su superficie forestal a usos de suelo ganaderos.

La zona de estudio disminuyó su tasa de deforestación anual a 0.6%, sin embargo esta continúa siendo superior a la reportada por el PNUD 2012 para todo México con 0.4%.

Los usos y costumbres que mantienen las 6 diferentes etnias que habitan en la región de estudio son importantes socialmente y naturalmente hablando, debido a que estas tienen un tipo de lengua, vestimenta, tradiciones, la forma de ver el monte etc, las cuales se deben preservar con la finalidad de evitar la pérdida de diversidad de etnias.

Para esta región de estudio, las vías de comunicación (camino y carreteras), se identifican como los principales factores sociales que han promovido la deforestación y deterioro de las selvas, además de los naturales como la pendiente y los suelos.

La Región de Uxpanapa, Veracruz, tiene un gran potencial para ser decretado por zonas como sitio prioritario para la protección del medio ambiente y uso racional de los recursos naturales, en este grado de protección la población podrá hacer uso de los recursos naturales pero también estará consciente de que debe cuidarlos.

Se deben continuar propiciando y ampliando las actividades de conservación subsidiadas por el gobierno federal como: el pago por servicios ambientales (PSA) el cual ha resultado benéfico para las selvas disminuyendo su deforestación para la región.

La fragmentación del hábitat es realmente un problema de gran magnitud en la región, debido a la pérdida de conectividad de las selvas, donde se pasó de tener 393 fragmentos en 1976 a 732 para el 2009 duplicándose la cifra en 33 años, es importante señalar que a medida que se fragmentaron y disminuyeron las superficies de cobertura

forestal, aumentaron las superficies y los fragmentos de potreros y acahuales, y los fragmentos conservados son los que se sitúan en las partes altas y de difícil acceso.

La conectividad en la zona es importante para la fauna de la región, sin embargo se encontró que esta se redujo considerablemente, pasando de un 99.9% en 1976 a un 55% para el 2009, quedando solo tres fragmentos prioritarios para conservar, y que además coinciden con las zonas que aun mantienen vegetación selvática.

La modelación con MAXENT de las diferentes especies (jaguar, tapir, mono aullador, caoba, ramón), muestra el potencial que la región tiene para dar albergue y mantener a las especies ya existentes, además de que la mayoría de éstas especies concuerdan que su preferencia de hábitad es en la vegetación de las selvas.

La mayoría de los resultados obtenidos mediante la modelación MARXAN, dan como resultado una concordancia en las mismas zonas prioritarias a conservar, las cuales contienen vegetación selvática y se localizan principalmente en las partes altas o en lomeríos, por lo tanto estas son las más idóneas para su protección y conservación.

Los análisis realizados en este trabajo pueden considerarse como una herramienta importante para los tomadores de decisiones sobre los sitios prioritarios a conservar, además de fungir como una metodología previa para evaluar sitios prioritarios posteriores.

9.- BIBLIOGRAFÍA

Addinsoft, T.M. (2007). XLSTAT Your Data Analysis Solution, Versión 2007, Barcelona, España.

Aguilera, R.S. (2004). *Desarrollo, población y uso de los recursos naturales en el Valle de Uxpanapa*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Sociología, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz.

Aguirre, B.G. (1992). *Pobladores del Papaloapan: Biografía de una hoya*. D.F., México: Editorial CIESAS.

Alcalá-Martínez, R.E. (2011). *Ecología genética y conservación de la caoba (Swietenia macrophylla): herramientas para un manejo adaptativo de la selva Maya de Quintan Roo, México*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. FQ006, México, D.F.

Alix-García, J. (2007). A spatial analysis of common property deforestation. En: *Journal of Environmental Economics and Management*. 53 (2), pp. 141-157.

Ardron, J.; Possingham, H.; y Klein, C. (2008). *Marxan Good Practices Handbook*. Vancouver, BC, Canada: Editorial Pacific Marine Analysis and Research Association.

Arita, H., y Rodríguez. P. (2002). Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. En: *ECOGRAPHY*, 25, pp. 541-550.

Arroyo-Rodríguez, V. (2007). *Calidad de hábitat y distribución de monos aulladores en tres paisajes fragmentados de los Tuxtla, México*. Tesis de Doctorado, Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz.

Arroyo-Rodríguez, V., y Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. En: *International Journal of Primatology*, 27(4), pp. 1079-1096.

Austin, M.P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. En: *Ecological Modelling*, 157, pp. 101-118.

Baillie, J.; Hilton-Taylor, C., y Stuart, S.N. (2004). *2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment*, Switzerland and Cambridge, UK: Editorial IUCN.

Ball, I.R. (2000). *Mathematical applications for conservation ecology: The dynamics of tree hollows and the design of nature reserves*. Tesis de Doctorado, The University of Adelaide, Australia.

Ball, I.R., y Possingham, H.P. (2000). *Marxan (v 1.8.2): Marine reserve design using spatially explicit annealing*, Editorial University of Queensland, Brisbane.

Bauer, G.P., y Francis, J.K. (1998). *Swietenia macrophylla King. Honduras mahogany, caoba*. New Orleans, U.S.A., Editorial Department of Agriculture.

Blackman, A.; Albers, H.; Ávalos, S., y Crooks, L. (2003). Land Cover in a Managed Forest Ecosystem: Mexican Shade Coffee. En: *Resources for the future*, 07, pp. 03-60.

Bocco, G.A.; Velázquez A., y Torres, A. (2000). Comunidades indígenas y manejo de recursos naturales: Un caso de investigación participativa en México. En: *Interciencia*, 25 (2), pp. 9-19.

Bolaños, J. E. (2000). *Densidad, Abundancia Relativa, Distribución y Uso Local de los Ungulados en la Cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad de Ciencias y Artes del Estado de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez.

Brooks, D.M. (1997). ¿Son la competencia, el tamaño y la superposición de dietas pronosticadores de la composición de Ramphastidae?. En: Fang, T. G.; Bodmer R.E.; Aquino, R., y Valqui, M., Conferencia Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía (pp. 283-288). La paz, Bolivia: Editorial Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Iquitos (Perú).

Brooks, M.D.; Bodmer, R.E., y Matola. S. (1997). Tapires. *Evaluación de su Estado Actual y plan de Acción para su Conservación*, Switzerland, Editorial IUCN.

Caballero, N. J. (1978). Estudio Botánico y Ecológico de la Región del Río Uxpanapa. En: *Biótica*, 3(2), pp. 63-83.

Cabeza, M. (2003). Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. En: *Ecology Letters*, 6, pp. 665-672.

Carty, W. (1992). Deforestación. En *México Desconocido*. Consultado el 15 de marzo de 2011. Disponible en <http://www.mexicodesconocido.com.mx/deforestacion.html>

Congalton, R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. En: *Remote Sensing of Environment*, 137, pp. 35 – 46.

Correa, A.P. (2001). Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. En: *Revista forestal centroamericana*, 34, pp. 35 – 41.

Ceballos, G.; Chávez, C.; Medellín, R., et al. (2006). *Proyecto para la conservación y Manejo del jaguar en México. Serie proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias*. D.F. México: Editorial SEMARNAT.

Ceballos, G.C.; Chávez, H.Z., y Manterola C. (2005). Ecología y conservación del jaguar en la región de Calakmul. En: *Biodiversitas*, 62, pp. 1-7.

Challenger, A., y J. Soberón. (2008). Los ecosistemas terrestres. En: *Capital natural de México* (pp. 87-108). D.F., México, Editorial CONABIO.

Chan, K.; Shaw, M.; Cameron, E.; Underwood, A., y Daily, G. (2006). Conservation planning for ecosystem services. En: *PloS Biology*, 4 (11).

Chavelas, P. J., y Devall, S.M. (1988). *Brosimum alicastrum* Sw. En: *Árboles útiles de la parte tropical de América del Norte*, Washington DC, Estados Unidos. Editado por: Burns M.R.; Mosquera M.; y Comisión Forestal de América del Norte.

Chávez, E., y Rosero, L. (2001). Valoración del riego de deforestación futura en Costa Rica, En: *Uniciencia*, 18, pp. 29-38.

Chavez, P.S. (1996). Image-based atmospheric corrections, Revisited and improved. En: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 9, pp. 1025-1036.

Chuvieco, E. (1996). *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Madrid: Editorial RIALP.

Consejo Nacional de Población (2010). *Índice de Marginación por Entidades Federativas y Municipio*, D.F., México.

Cortés-Ortiz, L.; Bermingham, E.; Rico, C., Rodríguez-Luna, E., *et al.* (2003). Molecular systematics and biography of the neotropical monkey genus *Alouatta*, En: *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 126, pp. 64-81.

Cristóbal-Azkarate, J., y Arroyo-Rodríguez, V. (2007). Diet and activity pattern of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: Effects of habitat fragmentation and implications for conservation. En: *American Journal of Primatology*, 69(9), pp. 1013-1029.

Crockett, C.M. (1998). Conservation biology of the genus *Alouatta*. En: *International Journal of Primatology*, 19, pp.549-578.

Crockett, C.M. y Eisenberg, J.F. (1987). Howlers: Variation in Group Size and Demography, in Primate Societies. En *Primate societies*, Smuts, B.B.; Cheney, D.L.; Seyfarth, R.M., y Struhsaker, T.T., University of Chicago.

Croas, K.R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. En: *Conservation Biology*, 16, pp. 488-502.

Cruz, M.R. (1997). *En busca de mejores tierras: el proceso de colonización en la selva del Uxpanapa, Veracruz*. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de México, México.

Cruz, E. (2001). *Hábitos alimentarios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de Maestría, El Colegio de la Frontera SUR, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Cuaron, A.D. (2000). Effects of land-cover changes on mammals in a Neotropical region: a modeling approach. En: *Conservation Biology*, 14, pp. 1676-1692.

Danielson, B.J. (1991). Communities in a landscape: the influence of habitat heterogeneity on the interactions between species. En: *American Naturalist*, 137, pp. 1105- 1120.

Deininger, W., y Minten, B. (1996). Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico. En: *Economic Development and Cultural Change*, 47 (2), pp. 313-344.

De Jong B.H.; Ochoa-Gaona, S.; Castillo-Santiago, M.A., *et al.* (2000). Carbon flux and patterns of land-use/land-cover change in the Selva Lacandona, México. En: *Ambio*, 29, pp.504-511.

De Teresa, A.P., y Hernández. (2000). *Los vaivenes de la Selva, El proceso de reconstrucción del territorio zoque de los Chimalapas*. D.F., México: Editorial Universidad Autónoma de México.

Dirzo, R., y Peter, H. (2003). Global state of biodiversity loss. En: *Annual Review of Environmental and Resources*, 28, pp. 137-167.

Dirzo, R., y García, M. C. (1992). Rates on deforestation in Los Tuxtlas, Veracruz, México. En: *Conservation Biology*, 6(1), pp. 84-90.

Dirzo, R., y Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and Diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En: *Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes & W.W. Benson (Eds.). Wiley and Sons Pub. New York.

Dunning, J.B.; Danielson B.J., y Pulliam, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. En: *Oikos*, 65, pp. 169-175.

Edith, J. (2002). Quantitative methods for modeling species hábitat: comparative performance and an application to Australian Plants. En: *Modelling species distributions with MAXENT: new extensions and a comprehensive evaluation*. *Ecogeography*, 31, pp. 161-175.

Eisenberg, J.O. (1989). *Mammals of the neotropics: the northern neotropics*. Chicago, U.S.A., Editorial University of Chicago.

Eizirik, E.; Kim, J.H.; Menotti-Raymond, M., *et al.* (2001). Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). En: *Molecular Ecology*, 10, pp. 65–79.

Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P., *et al.* (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. En: *Ecography*, 29, pp. 129-151.

Ellis, E.A., y Porter-Bolland, L. (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas?, A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. En: *Forest Ecology and Management*, 256, pp. 1971-1983.

Ellis, E.A.; Martínez-Bello, M., y Rivera-Jiméne, V. (2006). *Áreas prioritarias para la conservación en Veracruz*. Xalapa, Veracruz: Editorial Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana.

Emmons, L.H., y Feer, F. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals, a field guide*. Chicago, IL, USA., Editorial University of Chicago.

Éric, L., y Emilia, V. (2000). *El Sotavento Veracruzano. Procesos sociales y dinámicas territoriales*. D.F., México: Editorial CIESAS.

Estrada, A., y Mandujano. S. (2003). Investigaciones con *Alouatta* y *Ateles* en México. En: *Neotropical Primates*, 11, pp. 145-154.

Estrada, A. (2002). Población, ecología y comportamiento de monos aulladores (*Alouatta pigra*) en Palenque, Chiapas, México. En: *Boletín Informativo del Museo y Zona Arqueológica de Palenque*, 1(5), pp. 9-15.

Estrada, A., Anzures, A., y Coates-Estrada, R. (1999). Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*) and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. En: *American Journal of Primatology*, 48(4), pp. 253-262.

Estrada, A., y Coates, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. En: *International Journal of Primatology*, 17(5), pp. 759-783.

Ewell, P.T., y Poleman, T.T. (1980). *Uxpanapa: Reacomodo y desarrollo agrícola en el trópico mexicano*. Xalapa, Veracruz, Editorial Instituto Nacional de Investigaciones Sobre Recursos Bióticos.

Fahmy, T. (1998). *XLSTAT. Version 3.5*.

Fernandes, L.; Day, J.; Lewis, A., y Slegers, S. (2005). Establishing representative no-take areas in the Great Barrier Reef: large-scale implementation of theory on marine protected area. En: *Conservation Biology*, 19, pp. 1733–1744.

Flores-Villela, O., y Ochoa, L. (2010). *Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México*, D.F., México: Editorial Universidad Nacional

Autónoma de México, Facultad de Ciencias. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DS009.

Flores-Villela, O., y Canseco-Márquez, L. (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. En: *Acta Zoológica Mexicana*, 20(2), pp.115-144.

Flores-Villela, O. (1993). Herpetofauna Mexicana. En: *Special Publications Carnegie Museum of Natural History*, 17, pp. 1-73.

F.A.O. (2006). *Food and Agricultural Organization of the United Nations*. Forest Resource Assessment. Roma, Editorial F.A.O.

Foerster, Ch. (1998). *Ecología de la danta centroamericana Tapirus bairdii en un bosque húmedo tropical de Costa Rica*. Tesis de Maestría, Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional Heredia, Costa Rica.

Forman, R.T. (1995). *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Inglaterra: Editorial University Press.

Forman, R. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. En: *Landscape Ecology*, 10(3), pp.133-142.

Forman R.T., y Gordón, M. (1986): *Landscape Ecology*. New York: Editorial John Wiley and Sons.

Gallego, B.C. (2002). *Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical*. Tesis de Maestría, Universidad de CATIE, Costa Rica.

Game, E.T., y Grantham, H.S. (2008). *Manual del Usuario de Marxan: Para la versión Marxan 1.8.10*. Vancouver, British Columbia, Canadá: Editorial Universidad de Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, y la Asociación para la Investigación y Análisis Marino del Pacífico,

García-Orduña, F. (1995). *Fragmentación del hábitat y demografía de primates en la región de los Tuxtlas, Veracruz*. En: Estudios Primatológicos en México, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.

Geist, H. J. y Lambin, E.F. (2001). *What drives tropical deforestation. A meta analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. Belgium: Editorial: *LUCC International Project Office*.

Glennon, M. J. y W. F. Porter. (1999). Using satellite imagery to assess landscape-scale habitat for wild turkeys. En: *Wildlife Society Bulletin*, 27(3), pp.646-653.

Gómez, M.E. (2009). Repensar Los Chimalapas. En: Jóvenes investigadores, pp. 239 – 281.

Gómez-Marín, F.; Vea, J.; Rodríguez-Luna, E., *et al.* (2001). Food resources and the survival of a group of howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana mexicana*) in disturbed and restricted habitat at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. En: *Neotropical*, 9, pp. 60-67.

Gómez-Pompa, A. (1979). Antecedentes de las Investigaciones Botánico Ecológicas en la Región del Río Uxpanapa, Veracruz, México. En: *Biotica*, 4, pp. 127-133.

González, G. (1973). Propiedades de la madera de algunas Meliaceas de la América Tropical. En: *Studies on the Shoot borer Hypsipyla grandella*, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE.

González Maya, J.F.; Finegan, B.; Schipper, J.; Casanoves, F. (2008). *Densidad absoluta y conservación del jaguar y sus presas en la Región de Talamanca Pacífico, Costa Rica*. San José, Costa Rica: Editorial CATIE.

Goodwin, G.G. (1969). Mammals from the Natural History, Bull, Americano. En: *Museo Natural de Historia*, 141, pp. 3-269.

Greenpeace (2010), Veracruz: Vulnerabilidad frente al cambio climático. Consultado el 20 de junio del 2012, Disponible en <http://www.greenpeace.org.mx>

Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models, *Ecology Letters* 8, pp. 993-1009.

Guisan, A., Edwards, T.C. y Hastie, T. (2002). "Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene", *Ecological Modelling*, 157, pp. 89-100.

Guisan, A.; Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. En: *Ecological Modelling*, 135, pp. 147-186

Gutiérrez, C., y Dorantes. J. (2004). *Especies forestales de uso tradicional del estado de Veracruz. Potencialidades de especies con uso tradicional del estado de Veracruz, como opción para establecer Plantaciones Forestales Comerciales*. Veracruz, México: Editorial CONAFOR - CONACYT – UV.

Guzmán, M., y Zavala, I. (1992). *Historia del manejo de los recursos forestales del trópico húmedo, El caso de Uxpanapa*, D.F. México: Editorial UAM.

Hall, E.R. (1981). *The Mammals of North America I y II*. Nueva York: Editorial John Wiley & Sons.

Hansen, A.J.; Spies, T.A.; Swanson, F. J., y Omán. J.L. (1991). Conserving biodiversity. En: *Bioscience*, 41, pp. 382-392.

Heredia-Laclaustra, S.; Martínez-Sánchez, Q., y Chuvieco, E. (2003). Comparación de distintas técnicas de análisis digital para la cartografía de áreas quemadas con imágenes LANDSAT ETM. En: *GeoFocus*, 3, pp. 216-134.

Hernández, I. U., Ellis, E.A., Gallo, C.A. (2013). Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. En: *GeoFocus (Informes y Aplicaciones)*, 13, pp.1-24.

Hirzel, A.H.; Hausser, J.; Chessel, D., y Perrin, N. (2002). Ecological niche factor analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data. En: *Ecology*, 83, pp. 2027-2036.

Holdridge, L.; Poveda, L.; Jiménez, Q. (1997). *Árboles de Costa Rica*. San José, Costa Rica: Editorial Centro Científico Tropical.

Holdridge, L. (1973). Ecología de las Meliáceas Latino-Americanas. En: *Studies on the Shoot borer Hypsipyla grandella*, pp. 50-53.

INEGI. (2013). Consultado el 20 de noviembre del 2010, disponible en: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/imgpercepcion/imgsatelite/doc/Aspectos_tecnicos_imagenes_%20landsat.pdf.

INEGI. (2008). IRIS, Información Referenciada Geoespacialmente Integrada en un Sistema. Aguascalientes, Ags

INEGI. (2008). "IRIS, Información Referenciada Geoespacialmente Integrada en un Sistema".

INEGI. (2006). *II Censo de Población y Vivienda 2005*. Aguascalientes, Aguascalientes: Editorial INEGI,

INEGI. (2001). *XII Censo General de Población y Vivienda 2010*. Aguascalientes, Aguascalientes: Editorial INEGI,

INEGI. (1991). *XI Censo General de Población y Vivienda 1990*. Aguascalientes, Aguascalientes: Editorial INEGI,

INEGI. (1997). "Carta geológica 1:250000".

INI. (1989). *Antecedentes del proyecto de reacomodo en el Valle de Uxpanapa*. Veracruz, Veracruz: Editorial Universidad Veracruzana.

Isaac-Márquez, R.; de Jong, B.; Eastmond, E.; Ochoa-Gaona, S., y Hernández, S. (2005). Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México. En: REDALYC, 21(42), pp. 57-73

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (1982). *The IUNC Mammal Red Data Book*. Gland, Switzerland: Editorial Conservation of Nature and Natural Resources.

Jiménez, S.H.; Alpizar, E.; Ledezma, J.; Tosi, J., *et al.* (1996). *Estudio sobre el estado de regeneración natural de Swietenia macrophylla King, "Mara" en Santa Cruz, Bolivia*. Bolivia: Editorial World Wildlife Fund.

Jiménez, Q. (1995). *Árboles Maderables en Peligro de Extinción en Costa Rica*. San José, Costa Rica, Editorial: INCAFO S.A.

Kaimowitz, D. y Angelsen, A. (1998). Economic models of tropical of deforestation a review, Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.

Kattan, G.; Hernández, O.L; Goldstein, I.; Rojas, V.; Murillo, O., *et al.* (2004). Range fragmentation of the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. En: *Oryx*. 38(2), pp. 1-10.

Kiernan, M.J. (2000). *The Forest Ejidos of Quintana Roo, Mexico. A Case Study for Shifting the Power: Decentralization and Biodiversity Conservation*. Washington D.C., Editorial Biodiversity Support Program.

Kramer, E. (1997). Measuring landscape Changes in Remnant Tropical Dry Forest. En: Laurance, W.F.; Bierregaard R., *Tropical Forest Remnants* (pp. 386-399). Chicago: Editorial University of Chicago.

Kolleff, P.J.; Soberon, J. (2008) Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En: *Capital natural de México* (pp 323–364). México D. F.: Editorial CONABIO.

Lambin, E.F. (1994). *Modelling deforestation processes: A review, TREES, Tropical Ecosystem Environment Observations by satellites*. Luxemburgo: Editorial European Space Agency.

Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un desarrollo sostenido*. Traducido por Antonio Carrillo. Eschborn, Alemania. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.

Lira-Torres, I.; Naranjo-Piñera, E.J.; Güiris-Andrade, D.M.; y Cruz-Aldán. E. (2004). Ecología de *Tapirus bairdii* (perissodactyla: tapiridae) en la reserva de la biosfera el triunfo (polígono 1), Chiapas, México. En: *REDALYC*, 20 (1), pp. 1-21.

Liu, J., y Taylor. W. (2002). *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. Cambridge: Editorial Cambridge University.

Lindenmayer, D.B.; Franklin, J.F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Washington: Editorial Island Press.

López, G.S.; Pinilla-Ruiz, C., y Lago, A. (2001). Utilización de Landsat-MSS para la cartografía de cultivos bajo plástico: Estudio de la fiabilidad de la clasificación. En: *Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global*, pp. 65-69.

López-González, C., y Brown, D.E. (2002). Distribución y estado de conservación actuales del jaguar en el noroeste de México. Pp. 379-392. En: jaguares en el nuevo milenio: Una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. (Medellín, R.A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E. Sanderson, y A. Taber, Eds.). México D. F: Editorial Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México.

MacArthur, R.H., y Edward, O.W. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey, Editorial Princeton University.

Maffei, L., y Cuellar, E. (2004). One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco

Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *En Journal of Zoology*. 262(3), pp. 295-304.

Mahar, D. y R. Schneider. (1994). Incentives for tropical deforestation: some examples from Latin America., *Pearce (eds)., The causes of tropical deforestation. UBC Press, University of British Columbia. Vancouver, Canada.*

Mandujano, S.; Escobedo-Morales, L.A.; Palacios-Silva, R., *et al* (2005). A meta population approach to conservation of howler monkeys in highly altered landscape in Mexico. En: Estrada A, Garber P, Pavelka M, y Luecke L (eds.), *New Perspectives in the study of Mesoamerican Primates: Distribution ecology behavior and Conservation*(pp. 513- 538). New York: Editorial Kluwer Academic/Plenium Publishers.

Mangel, M., L.M.; Talbot, G. K.. (1996). Principles for the conservation of wild living resources. En: *Ecological Applications*, 6, pp. 338-362.

Martinez-Bello, M. (2008). *Diagnóstico de Áreas Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad en el estado de Veracruz, México*. Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz.

Martínez-Juan, V. (2003). *Infraestructuras estratégicas de transporte en el Istmo de Tehuantepec*, Tesis de Maestría en Sociología, UNAM, D.F. México.

Martínez-Mendoza, A. (2000). *Jaguar occurrence in northeastern Sonora, México*. Tesis de Licenciatura, New México State University, Las Cruces, New México, E.U.A.

McDonnell, M.D.; Possingham, H.P.; Ball I.R., y Cousins. E.A. (2002). Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. En: *Environmental Modeling and Assessment*, 7, pp. 107-114.

Mas, J.; Velázquez, A.; Castro, R., y Schmitt, A. (2002). Una evaluación de los efectos del aislamiento, la topografía, los suelos y el estatus de protección sobre las tasas de deforestación en México. En: *R. Raega*, 6, pp. 61-73.

Margules, C.R., y Sarkar. S. (2009). *Planeación Sistemática de la Conservación*. D.F. México: Editorial UNAM-CONANP-CONABIO.

Margules, C.R., y Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. En: *Nature*, 405, pp. 243-253.

March, I.J. (1994). *Situación actual del tapir en México*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: Editorial CIES, Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste.

Masera-Cerutti O.R. (1996). *Deforestación y degradación forestal en México, Estado actual y perspectivas a largo plazo, Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada*. Pátzcuaro, Michoacán: Editorial GIRA.

McGarigal, K., y Marks. B.J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland, Oregon: Editorial Department of Agriculture, Forest Service.

McIntyre, N. (1995). Effects of forest patch size on avian diversity. En: *Landscape Ecology*, 10(2), pp. 85-99.

Meyer, W.B., y Turner. B.L. (1992). Human population growth and global land-use/cover change. En: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, pp. 39-61.

Mitchell, Andy. (2005). *La Guía de Esri para el análisis SIG. USA, Editorial ESRI*.

Mittermeier, R., y Goettsch, C. (1992). La importancia de la diversidad biológica de México. En Sarukhán, J., y Dirzo, R. En: *México ante los retos de la biodiversidad*. México D. F., México: Editorial CONABIO.

Morales, O.E., y Herrera, L. (2009). ramón (*Brosimum alicastrum*) *Protocolo para su Colecta, Beneficio y Almacenaje*, Yucatán, Mexico: Editorial Comisión Nacional Forestal.

Muñoz, D. (2001). *Estudio preliminar de actividades de los monos aulladores (Alouatta palliata) en el parque Yumka Tabasco México*. Tesis de Licenciatura, División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.

Nagendra, H.; Munroe, D.K., y Southworth. J. (2004). From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. En: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, pp. 111–115.

Naranjo, E.J. (2001). El tapir en México. En: *Biodiversitas*, 36, pp. 9-11.

Naranjo, E.J., y Vaughan. C. (2000). Ampliación altitudinal del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). En: *Revista de Biología Tropical*, 48, pp. 702-724

Naranjo, E.J., y E. Cruz. (1998). Ecología del tapir *Tapirus Brady* en la Reserva de la Biosfera La Sepultura Chiapas, México. En: *Acta Zoologica Mexicana*, 73, pp. 111-123.

Naveh, Z., y Lieberman, A.S. (1994). *Landscape Ecology: Theory and Application*. Verlag, New York: Editorial Springer science – business media.

Nellemann, C. (2001). GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP, Nairobi, Kenia. risk assessment: A case study for buffel grass in arid regions of Mexico. En: *Conservation Biology*, 18, pp. 1504-1514.

Neville, M.K.; Glander, K.E.; Braza, F., y Rylands. A.B (1988). The howling monkeys, genus *Alouatta*. En: Mittermeier R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-filho, A., y Fonseca G.A.B. *Ecology and Behavior of Neotropical Primates* (pp. 349-453). Washington: Editorial World Wildlife Fund.

Nowell, K., y Jackson, P. (1996). *Wild Cats: Status, survey and conservation action plan*. Gland, CH: Editorial UICN.

Ochoa, S. (2000). *El proceso de fragmentación de los bosques en los altos de Chiapas y su efecto sobre la diversidad florística*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Opdam, P. (2002). Assessing the conservation potential of habitat networks. En: Gutzwiller KG. *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 381-404). New York: Editorial Springer.

Ortega-Huerta, M.A., y Medley, K.E. (1999). Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. En: *Environmental Conservation*, 26(4), pp. 257-269.

Ortega-Urrieta, A. (2005). *Distribución y uso de hábitat del jaguar (Panthera onca) y el puma (Puma concolor) en la reserva de la biosfera Sierra Gorda, Querétaro, México*. Tesis Maestría, Universidad Autónoma de Querétaro, México.

Overgaard, H. (1992). *The establishment of a tree nursery in Yucatan, México. The promotion of an age old mayan subsistence tree*. Tesis de Maestría, University of Norway, Institute of Forestry Agricultural, Noruega.

Palacio-Prieto, J.L.; Sánchez-Salazar, M.T.; Casado Izquierdo, J.M., *et al* (2004). *Indicadores para la caracterización y ordenamiento territorial*. México D.F., Editorial SEMARNAT- INE.

Palmeirim, J. M. (1988). Automatic mapping of avian species hábitat using satellite imagery. En: *OIKOS*, 52, pp.59-68.

Pardo-Tejeda, E., y Sánchez, M.C. (1980). *Brosimum alicastrum* (ramón, capomo, Ojite, ojoche). Recurso silvestre desaprovechado, Xalapa, Ver., Mex. En: Jimnez, R., *Flora de Veracruz* (pp. 30 -38). Xalapa, Veracruz, Editorial INIREB

Parker, D.C., y Wolff, M.F (1965). Remote sensing, En: *International Science and Technology*, 43, pp. 20-31.

Pascual Hortal, L., y Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. En: *Landscape Ecology*, 21(7), pp. 959-967.

Pennington, T.D., y Sarukhán. J. (2005). *Árboles Tropicales de México: Manual para la identificación de las Principales Especies (3ra edición)*. México: Editorial UNAM-Fondo de Cultura Económica.

Pérez, Lomeli, S. (1984). *Diagnostico de la ganadería en el distrito de drenaje de Uxpanapa, Ver.*, Tesis de Licenciatura en Agronomía Zootecnista, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco.

Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. (2006). A maximum entropy modelling species geographic distributions. En: *Ecological Modelling*, 190, pp. 231-259.

Pineda.; Bosque-Sendra, J.; Gómez, M., y Franco R. (2011): Análisis de los factores inductores de los cambios ocurridos en la superficie forestal de México en el periodo 1993-2000. En: *Boletín de la Asociación de geógrafos españoles*, 56, pp. 9-34.

Pinedo, C.A. (1998). *Análisis de los recursos forestales y del hábitat de la cotorra serrana (Rhynchopsitta pachyrhyncha) en la Sierra Madre Occidental de Chihuahua, México*. Tesis de doctorado, Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, Chihuahua. México.

Pearce J.L.; Boyce, M.S. (2006). Modelling distribution and abundance with presence-only data. En: *Journal of Applied Ecology*, 43, pp.405-412.

Pérez, J.L., y Sarukhan, J. (1970). La vegetación de la región de Pichucalco, México, En: *Boletín del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales*, 5, pp. 49-123

Peters, C. M. (1983). *Observation on maya subsistence and ecology of a tropical tree*. U.S.A.: Editorial Society for American Archaeology.

Pickett, S.T., y Cadenasso, M.L. (1995). Landscape Ecology: spatial heterogeneity in ecological systems, En: *Science*, 269, pp. 331-334.

Pizarro, A.E. (1988), *Red Internacional de Evaluación de pastos Tropicales*. Veracruz Mexico: Editorial: INIFAP y CIAT.

Phillips, S.J.; Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. En: *Ecological Modelling*, 190, pp. 231-259.

Pliscoff; Patricio, y Fuentes-Castillo, (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. En: *Revista de geografía Norte Grande*, 48, pp. 61-79

Possingham, H.; Ball, I., y Andelman, S. (2000). Mathematical methods for identifying representative reserve networks, En: Ferson S, Burgman M. *Quantitative methods for conservation biology*. New York: Editorial Springer-Verlag.

Pressey, R. L., y Tully, S. L. (1994). The cost of ad hoc reservation: a case study in New South Wales. En: *Australian Journal of Ecology*, 19, pp. 375-384.

Pressey, R. L.; Johnson, I. R., y Wilson. P.D. (1993). Shades of irreplaceability towards a measure of contribution of sites to a reservation goal. En: *Biodiversity and conservation*, 3, pp. 242 – 262.

PRONATURA, V., A.C. (2007). *Evaluación del Estado de Conservación de los Ecosistemas Forestales de la Región denominada Uxpanapa*. Veracruz, México: Editorial PRONATURA.

Puleston, D.E. (1968). *Brosimum alicastrum as Subsistence Alternative for the Classic Maya of the Central Southern Lowlands*. Tesis de Maestría, University of Pennsylvania, Filadelfia.

Ramírez-Bravo, O.E. (2007). *Desarrollo de un modelo predictivo para la determinación de viabilidad de hábitat a 200 años para poblaciones de jaguar*

(*Panthera onca*) en la Sierra Madre Oriental. Tesis Maestría, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

Rabinowitz, D.S.; Cairns, A.; Dillon, T. (1986). Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: M. E. Soulé., *Conservation biology: The science of scarcity and diversity* (pp. 182-204.). Sunderland, Massachusetts: Editorial Sinauer Associates.

Rescia, A.J.; Martín de Agar, P.; de Pablo, C.L.; *et al.* (1994). Influence of land-scape complexity and land management on woody plant diversity in Northern Spain. En *Journal Vegetation. Science*, 5, pp. 505-516.

Robinson, A.H.; Morrison, J.L.; Muehrcke, P.C.; *et al.* (1995). *Elements of Cartography*, New Jersey: Editorial John Wiley & Sons.

Roco-Gray, V.; Gómez-Pompa, A.; Chan, C. (1985). Las selvas manejadas por los mayas de Yohaltun, Campeche, México, En: *Biótica*, 10, pp. 321-327.

Rodríguez-Luna E.; Solórzano-García, B.; Shedden, A.; *et al.* (2009). *Taller de Conservación, Análisis y Manejo Planificado para los primates mexicanos*. Xalapa, Veracruz: Editorial Universidad Veracruzana - CBSG/UICN.

Rodríguez, E. (1997). *Alouatta palliata mexicana* (mono aullador, mono zambo, saraguato. En: Martin-del Pozo, A.L. *Historia Natural de los Tuxtlas* (pp.25-31). México, D.F.: Editorial UNAM-CONABIO.

Rodríguez Luna, E.; Cortés Ortiz, L.; Mittermeier, R., y Rylands, A. (1996). *Plan de acción para los primates mesoamericanos. Grupo especialista en primates*. Veracruz. México: Editorial UICN / SSC.

Rodríguez Vallejo, J. (1977). *Recursos Naturales De La Cuenca Del Papaloapan El Desarrollo Agrícola (Tomo dos)*. México: Editorial UNAM.

Rosas-Rosas, O. C. Y J. H. López-Soto. (2002). Distribución y estado de conservación del jaguar en Nuevo León. En: Medellín, R.A.; Chetkiewicz, A.; Rabinowitz, K.H.; jaguares en el nuevo milenio: Una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América (pp. 393-402). México D.F.: Editorial Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.

Roughgarden, J.; Pennington J. T.; Stoner D.; Alexander, S., y Miller, K. (1991). Collisions of upwelling fronts with the intertidal zone the cause of recruitment pulses in barnacle populations of central California. En: *Acta Oecol*, 12, pp. 35–51.

Rowe, N. (1996). *The pictorial guide to the living primates*. East Hampton, N.Y., U.S.A.: Editorial Pogonias Press.

Sánchez-Garduño, C. (2005). *Reproductive Ecology of Brosimum alicastrum (Moraceae)*. Tesis de doctorado, University of London, Londres.

Sanderson, E.; Chetkiewicz, C.; Medellín, R.; *et al.* (2002). Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución. En: Medellín, R.A.; Chetkiewicz, A.; Rabinowitz, K.H.; jaguares en el nuevo milenio: Una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América (pp. 393-402). México D.F.: Editorial Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.

Saura, S., y Pascual, H.L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. En: *Landscape and Urban Planning*, 83(3), pp. 91-103.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). (1987). *Regionalización Ecológica del Territorio*, México: Editorial SEDUE.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2000). *Norma Oficial Mexicana, NOM-059-ECOL-2000. Protección ambiental, especies de flora y*

fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. México D.F.: Editorial SEMARNAT.

Seymour, K.L. (1989). *Panthera onca*. Mammalian Species, En: SEMARNAT, *Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.* México D.F.: Editorial SEMARNAT.

Shamara, A.R. (2004). *Desarrollo, población y uso de los recursos naturales en el Valle de Uxpanapa.* Tesis de Licenciatura, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz.

Shoutis, D. (2003). *SPOT: the Sapatial Portfolio Optimization Tool.* Washington D.C.: Editorial The Nature Conservancy.

Skole, D. L.; Chomentowski, H.; Salas W.A., y Nobre. A.D. (1994). Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. En: *BioScience*, 44(5), pp. 314–322.

Solórzano-García, B. (2010). *Influencia de los factores socioeconómicos y políticos en el estado de conservación de las poblaciones de primates y su hábitat (Sierra de Santa Marta, Reserva de biosfera Los Tuxtlas).* Tesis de maestría en Ecología Tropical, Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO-UV), Xalapa, Veracruz.

Solano S. B.; Rojas, E. (2001). *La ganadería y las alternativas silvopastoriles en Chimalapas.* México: Editorial WWF/SEMARNAT.

SNIB. (2008). *Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México.* México, D.F.: Editorial CONABIO.

Swank, W.G.; y Teer, J.G. (1989). Status of the jaguar. En: *ORYX*, 23, pp.14-21.

Szekely, M., y I., R. (1988). *La colonización dirigida por la Comisión del Papaloapan en torno al Proyecto Cerro de Oro en frontera agrícola y colonización.* México D.F.: EDITORIAL Centro de Ecodesarrollo.

Teresa, A.P. (2000). *Los Vaivenes de la Selva. El proceso de reconstrucción del territorio zoque de los Chimalapas*. México: Editorial UAM- SEMARNAP- CONACYT.

Téllez-Giron, G. y López-Forment. W. (1995). Pantera onca Veracruz is (CARNIVORA;FELIDAE) en Querétaro, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 1, pp.73-65.

Tewes, M., y Schmidly, D. (1987). The Neotropical Felids: jaguar, Ocelot, Margay, and Jaguarund. En: Novak, J.A.; Baker, M.E., y Malloch, B. *Wild Furbearer Management and Conservation in North America* (pp.697-712). Ontario: Editorial Ministry of Natural Resources,

The Nature Conservancy. (2005). *GIS and the Nature Conservancy: Overview*, *ArcNews* (vol. 27). California: Editorial ESRI.

Toledo, A. (1994). *Riqueza y pobreza en la costa de Chiapas y Oaxaca*, *Centro de Ecología y Desarrollo*. México: Editorial Coastal ecology.

Toledo, V. M.; Carabias, J.; Toledo, C., y González-Pacheco. C. (1989). *La Producción Rural México: Alternativas Ecológicas*. México: Editorial Fundación Universo Veintiuno.

Trombulak, S.C., y Frissell. C.A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. En: *Conservation Biology*, 14, pp. 18-30.

USGS. (2010). U.S. Geological Survey, consultado 20 de agosto 2010, Disponible: <http://glovis.usgs.gov/>.

Valdez, R., Martínez-Mendoza, A. y Rosas-Rosas. O.C. (2002). Componentes históricos y actuales del hábitat del jaguar en el noroeste de Sonora, México. En: Medellín, R.A, Equihua, C.; Chetkiewics, C.; Rabinowitz, A.; *El jaguar en el Nuevo Milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América* (pp. 367-377). México D.F.: Editorial

Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society.

Vaca, R.A.; Golicher, D.J.; Cayuela, L.; Hewson, J.; Steininger, M., (2012). Evidence of Incipient Forest Transition in Southern Mexico. En: *PLoS ONE*, 7(8).

Vallecillo, R. S. (2009). *Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos*. Tesis Doctorado, Universidad de Lleida, Lerida, España.

Velasco, T.J. (1997). Territorio e identidad Chinanteca en Uxpanapa, Veracruz. En: Odile Hoffmann, O., y Salmerón, C. *Nueve estudios sobre el espacio. Representación y formas de apropiación* (pp. 133-153). Veracruz, México,: Editorial CIESAS.

Velasco-Toro, J., y Vargas, G. (1991). *Uxpanapa, Construcción y Fracaso de una región plan*. Veracruz, México: Editorial CIESAS.

Velasco-Toro, J. y Vargas-Montero, G. (1990). *El Uxpanapa: aproximación histórica a una experiencia de colonización agrícola con población Chinanteca relocalizada*. Veracruz, México: Editorial Centro de Investigaciones Históricas del Instituto de Investigaciones humanísticas, Universidad Veracruzana.

Velázquez, A.; Durán, E.; Ramírez, I.; *et al.* (2003). Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. En: *Global Environment Change*, 13, pp. 175-184.

Velázquez, A.; Mas, J.F.; Díaz, G.J.; *et al.* (2002). Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. En: *Gaceta Ecológica*, 62, pp. 21- 37.

Velázquez, A.; Bocco G., y Torres. A. (2001). Turning scientific approaches into practical conservation actions: The case of Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, México. En: *Environmental Management*, 5, pp. 216-231.

Verburg, H.; Ritsema. V.J.; Nijs, T., y Dijst M J. (2004). Determinants of land-use change patterns in the Netherlands. En: *Environment and Planning Planning and Design*, 31, pp. 125-150.

Villard, M.A.; Trzcinski, M.K., y Merriam, G. (1999). Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. En: *Conservation Biology*, 13, pp. 774-783.

Webb, R.G., y Baker, R.H. (1962). Terrestrial vertebrates of the Pueblo Nuevo area of southwestern Durango, Mexico. En: *Amer Midland Nat.*, 68, pp. 325-333.

Wilkinson, G G. (1991). The processing and interpretation of remotely-sensed satellite imagery a current view. En: R. Valenzuela y S. Belward. *Remote sensing and geographical information systems for resource management in developing countries*(pp 71-96.). Holanda: Editorial Kluwer Academic Press,

Williams, K. (1984). *The central american tapir (Tapirus bairdii) in northwestern Costa Rica*. Thesis de Doctorado. Michigan State University , East Lansing, Michigan, U.S.A.

Zipperer, W.C. (1993). Deforestation patterns and their effects on forest patches. En: *Landscape Ecology*, 8(3), pp. 177-184.

11.- ANEXOS

Anexo 1

Los parámetros bioclimáticos (1902-2011) son:

http://atlasclimatico.unam.mx/atlas/Docs/f_bioclimaticos.html

(<http://www.worldclim.org/bioclim>)

1. Temperatura media anual (°C) Temperatura media anual = $((t_{max1} + t_{max2} + \dots + t_{max12})/12 + (t_{min1} + t_{min2} + \dots + t_{min12})/12)/2$, en cada estación

2. Rango de temperatura media diurna (media mensual de (temp. máxima – temp. mínima))

Rango de temperatura media diurna = $((t_{max1} + t_{max2} + \dots + t_{max12})/12 - (t_{min1} + t_{min2} + \dots + t_{min12})/12)$, en cada estación

3. Isotermalidad. Índice de variabilidad de la temperatura $(P2/P7)*100$ (Razón del rango diurno promedio con respecto al rango anual) Isotermalidad = $(Bio2/Bio7) * 100$, en cada estación

4. Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100) Estacionalidad de la temperatura = desviación estándar de la temperatura media mensual * 100, en cada estación

5. Temperatura máxima del mes más cálido (°C) De las 12 climatologías mensuales de temperatura máxima, se elige el valor más alto por estación

6. Temperatura mínima del mes más frío (°C) De las 12 climatologías mensuales de temperatura mínima, se elige el valor más bajo por estación

7. Rango de temperatura anual (°C) (temp. máx. del mes más cálido – temp. Mín. del mes más frío) Rango de temperatura anual = $Bio5 - Bio6$, por estación

8. Temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C) Temperatura promedio del trimestre más lluvioso = $((T_{max1} + T_{max2} + T_{max3})/3) + ((T_{min1} + T_{min2} + T_{min3})/3) / 2$, por estación

9. Temperatura promedio del trimestre más seco (°C) Temperatura promedio del trimestre más seco = $((T_{max1} + T_{max2} + T_{max3})/3) + ((T_{min1} + T_{min2} + T_{min3})/3) / 2$, por estación

10. Temperatura promedio del trimestre más cálido (°C) Temperatura promedio del trimestre más cálido = $((T_{max1} + T_{max2} + T_{max3})/3) + ((T_{min1} + T_{min2} + T_{min3})/3) / 2$, por estación

11. Temperatura promedio del trimestre más frío (°C) Temperatura promedio del trimestre más frío = $((T_{max1} + T_{max2} + T_{max3})/3) + ((T_{min1} + T_{min2} + T_{min3})/3) / 2$, por estación

12. Precipitación anual (mm) Precipitación anual = (prec1 + prec2 + ... + prec12), por estación

13. Precipitación del mes más lluvioso (mm) De las 12 climatologías mensuales de precipitación, se elige el valor más alto por estación

14. Precipitación del mes más seco (mm) De las 12 climatologías mensuales de precipitación, se elige el valor más bajo por estación

15. Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) Estacionalidad de la precipitación = (Desviación estándar (prec1, prec2,...,prec12)*100)/ (1+((prec1+prec2...+prec12)/12)), por estación

16. Precipitación del trimestre más lluvioso (mm) Precipitación del trimestre más lluvioso = Prec1+Prec2+Prec3, por estación

17. Precipitación del trimestre más seco (mm) Precipitación del trimestre más seco = Prec1+Prec2+Prec3, por estación

18. Precipitación del trimestre más cálido (mm) Precipitación del trimestre más cálido = Prec1+Prec2+Prec3, por estación

19. Precipitación del trimestre más frío (mm) Precipitación del trimestre más frío = Prec1+Prec2+Prec3, por estación

El trimestre más lluvioso (julio, agosto y septiembre), el más seco (febrero, marzo y abril), el más cálido (abril, mayo y junio) y el más frío (diciembre, enero y febrero), se obtuvieron de los datos mensuales de las estaciones climatológicas, generados a partir de la base climática 1902–2011 del SMN.

Anexo 2

***Panthera onca* (jaguar)**

En el mundo existen cuatro especies de felinos pertenecientes al género *Panthera*, siendo el jaguar (*Panthera onca*, 1758) el único que se encuentra en América. Los registros fósiles más antiguos han sido encontrados en Norteamérica y datan de alrededor de 1,5 millones de años (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 (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, y normalmente se han observado en grupo en temporada de apareamiento o cuando las madres están con sus crías (Seymour 1989). Este felino se caracteriza por ser nocturno, sin embargo 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 nacimientos coinciden con la época en la que hay mayor disponibilidad de presas, esto dependiendo del lugar de hábitat (Nowel y Jackson 1996), el ámbito hogareño para las hembras es de 25 km² (Núñez *et al.* 2002) y 65 km² para los machos (Maffei 2004).

El jaguar (*Panthera onca*) es una especie en peligro de extinción en México y prioritaria a conservar (SEMARNAT 2002), desde 1987 se propuso una veda con el fin de evitar su cacería (SEDUE, 1986). A pesar de esto, los esfuerzos de conservación del jaguar no han sido suficientes, además de que se carece de estrategias locales y nacionales que se hagan responsables de su conservación y reproducción en México. Su rango de distribución original abarcaba desde el sur de los Estados Unidos, sin embargo, debido a la fragmentación de su hábitat y la cacería ilegal, su rango se ha visto reducido a una mínima porción (Swank and Teer 1989). Estudios de esta década dan a conocer que el jaguar se distribuye en el norte de México en la Sierra Madre Occidental, en la Sierra Madre Oriental (Martínez-Mendoza 2000). La Sierra Madre Occidental se considera como una región para la conservación del jaguar a largo plazo (Sanderson *et al.* 2002), en contraste, la Sierra Madre Oriental no ha sido considerada como tal, debido a las grandes extensiones de cambio de uso de suelo en esta parte del continente (Sanderson *et al.* 2002).

En la Sierra Madre Oriental se han reportado registros de jaguar en los estados de Querétaro (Téllez-Girón y López-Forment, 1995), Tamaulipas (Hall 1981) y Nuevo León (Rosas-Rosas and López-Soto 2002). Esta especie habita los bosques tropicales perennifolios, deciduos, secos, matorrales espinosos, manglares y áreas desérticas (Seymour 1989). Su presencia esta relacionada con cobertura vegetal densa, presas abundantes y disponibilidad de agua (Tewes y Schmidly, 1987).

Históricamente su distribución en México abarca regiones tropicales y subtropicales, desde los estados de Sonora y Tamaulipas, pasando por las planicies costeras del Golfo y Pacífico hasta la Península de Yucatán y Chiapas principalmente, extendiéndose al centro del país en la cuenca del Río Balsas en el Estado de México (Ceballos y Chávez 2005). Esta distribución se ha reducido y se desconoce la exactitud de su distribución actual en algunas regiones, aunque diversos estudios muestran que en el centro y sur de México aun se registra dicha especie, como en la Sierra de Tamaulipas (Ortega-Huerta y Medley, 1999), Nuevo León (Rosas- Rosas y López-Soto, 2002), noroeste del país (López-González y Brown, 2002), noreste de Sonora (Valdez *et al.*, 2002) y Querétaro (Ortega-Urrieta 2005; Ramírez-Bravo 2007). Los estudios antes mencionados concuerdan en que el hábitat de la especie se ha reducido como resultado de actividades humanas principalmente por los cambios de uso de suelo q destrucción del hábitat.

Anexo 3

***Alouatta palliata mexicana* (mono aullador)**

Los monos aulladores pertenecen al orden de Primates el cual pertenece a la familia Atelidae del genero *Alouatta* de la cual se divide en dos Especies *A. palliata* y *A. pigra*, pero para este objeto de conservación solo se enfoca a la especie *A. palliata mexicana* (Merriam, 1902)., Esta especie es de los primates mas grandes de tamaño midiendo entre 99 y 125 cm (Sánchez *et al.*, 1998), en donde los machos llegan a pesar de 4.5 a 9.8 Kg. y las hembras de 3.1 a 7.6 Kg (Rowe, 1996). Poseen un voluminoso hueso hioides mayormente en lo machos que en las hembras este esta relacionado con el tono vocal que los caracteriza (Crockett y Einsenberg, 1987), normalmente son de color pardo oscuro (Rodríguez, 1997).

El mono aullador mexicano (*Alouatta palliata mexicana* mexicana), habita en la zona ecuatorial, sin embargo en la República Mexicana solo habita el sureste de México excepto la península de Yucatán (Rodríguez-Luna *et al.*, 1996) se localiza en los estados de Veracruz, Tabasco, Campeche, Chiapas, Yucatán, Quintana Roo y algunas regiones de Oaxaca, practicante en fragmentos de selvas y acahuales. (García, Orduna, *et al.*, 1995), Mientras que Estrada y Coates-Estrada (1994) y Trejo-Vargas (1980) demostraron que un grupo de aulladores en Los Tuxtlas ocupaba un ámbito hogareño de 30-60 ha, existen muchos reportes de tropas viviendo en áreas mucho más pequeñas ejemplo: (Estrada *et al.*, 2003; Gómez-Marín *et al.*, 2001; Mandujano *et al.*, 2005), teniendo un ámbito hogareño de 30 ha como mínima y 60 ha máxima (Estrada y Coates-Estrada 1996), Sus hábitos son diurnos y entre su dieta se encuentran especies como: *Cordia alliodora*, *Terminalia amazonia*, *Manihot zapota* (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006; Estrada, Anzures, & Coates-Estrada, 1999), *Bursera simaruba* (Cristóbal-Azkarate & Arroyo-Rodríguez, 2007), entre otras.

Esta especie de mono se puede encontrar en diferentes tipos de hábitat estos pueden ser desde vegetación riparia, manglares y bosques primarios, hasta selvas altas perennifolias (Eisenberg 1989; Neville *et al.*, 1988). Incluso llega a vivir en bosques de crecimiento secundario o con alto grado de perturbación (Rodríguez Luna *et al.*, 1996). El que el mono pueda adaptarse a una diversidad de hábitats, esta adaptación es un ejemplo de lo resistente que puede llegar a ser en los distintos hábitats y por lo tanto a las distintas condiciones ambientales y biológicas. Además es folívoro (consume hojas) y frugívoro (consume frutos), por lo que su dieta esta compuesta de hojas tiernas 44.2%; hojas maduras 19.4%; flores 18.2%; frutos 12.5%; pecíolos 5.7%, sin embargo los frutos maduros son consumidos de mayo a agosto y las hojas son consumidas preferentemente en la temporada húmeda (Rowe, 1996). Los monos aulladores son una especie que mas se distribuye en la parte neotropical del continente americano, abarcando desde el norte de Argentina hasta el sureste de México, actualmente es difícil encontrarlos pero se han observado mayormente en selvas húmedas en un gradiente altitudinal que abarca de los 0 a los 3200 msnm, sin embargo la especie *Alouatta palliata mexicana* se localiza en el sureste de México hasta el noroeste de Perú (Crockett 1998, Cortés Ortiz *et al* 2003).

Actualmente se distribuye en el Volcán San Martín Tuxtla, Sierra Santa Marta, Uxpanapa, Chimalapas, Macuspana y Teapa, Selva El Ocote y el Manzanillal, Su presencia y distribución se está perdiendo debido a la falta de hábitat y fragmentación de áreas selváticas, además de la cacería y el tráfico ilegal que se tiene con la especie (Cortés Ortiz *et al* 2003).

El mono aullador (*A. p. mexicana*), y otros primates han disminuido sus poblaciones un 90% en el último siglo, debido a la pérdida de hábitat (Estrada & Coates Estrada, 1996), además de que el mono aullador que es en este caso el objeto de estudio, se encuentra en peligro crítico según la Unión Internacional para la Conservación para la Naturaleza, y en peligro de extinción para (SEMARNAT, 2002). La reducción de selvas, aumento de potreros y zonas agrícolas se debe principalmente al crecimiento de población y a la demanda de bienes y servicios, esto ha propiciado que algunas especies como el mono aullador, vaya migrando hacia lugares muy accidentados y que se aíslen, teniendo bajas posibilidades de conservación y reproducción (Dirzo, 2003).

Anexo 4

Tapirus bairdii (tapir)

El tapir (*Tapirus bairdii*, 1865), conocido localmente como danta, vaca danta y anteburro, está catalogado en todo Mesoamérica como una especie en peligro de extinción (NOM-059- ECOL, 2000), debido a las actividades humanas y su cambio de uso del suelo, además que la pérdida de hábitat y la cacería excesiva suelen ser las causas principales que están agotando la especie. Sin embargo, aún no está claro como está respondiendo esta especie a la fragmentación de su hábitat y a los diferentes sistemas locales de cacería empleados en los estados en los que subsiste: Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo y limite suroeste de Veracruz (Cruz, 2001).

Su distribución abarcaba desde el sureste de México hasta el noroeste de Colombia, extendiéndose desde los bosques tropicales lluviosos y humedales costeros hasta los bosques mesófilos de montaña sobre los 3,620 msnm (Naranjo & Vaughan, 2000), el problema de su peligro de extinción radica en los altos índices de fragmentación y su pérdida de hábitat, además de la cacería de subsistencia los cuales de manera indirecta han restringido su distribución y reproducción, dichos motivos lo restringen a las áreas

naturales protegidas y/o a aquellas áreas alejadas de los asentamientos humanos sin alguna protección especial (Brooks *et al.*, 1997, Lira *et al.*, 2004).

La conservación de esta especie depende de que los planes de manejo para las áreas naturales que la contienen sean realistas y sean monitoreadas, tomando en cuenta información confiable como: sus requisitos de espacio, hábitat, salud y nutrición. Hasta la fecha se han llevado a cabo pocos estudios, destacándose los trabajos de (Naranjo y Cruz, 1998 y Cruz, 2001) en el sector noroeste de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, (Dirzo y Miranda, 1991, Bolaños, 2000) en la cuenca del río Lacantún; Selva Lacandona, además se realizó una revisión bibliográfica para toda la República Mexicana, en donde los resultados reflejaron que el estado actual de las poblaciones mexicanas es escasamente conocido (Emmons & Feer 1997, IUCN 1982).

Actualmente en México se distribuye en los Estados de Campeche, Chiapas, Quintana Roo y Oaxaca (Lira *et al.* 2004, Naranjo 2001) no obstante, los registros obtenidos para el Estado de Oaxaca han sido escasos y aislados. Anteriormente la especie se había registrado solamente en Tapanatepec y Zanatepec (Goodwin 1969, Webb & Baker 1962), sin embargo Gardner tuvo la fortuna de observarlo en La Ventosa, municipio de Salina Cruz, en 1963, su ámbito hogareño promedio para la especie es de entre 0.75 y 1.8 km², siempre y cuando estos contengan pequeñas ramas de arbustos y árboles, pastos y frutos (Foerster 1998; Williams 1984).

Anexo 5

***Brosimum alicastrum* (ramón)**

El ramón como es conocido comúnmente es nativo del sureste de México y gran parte de América Central, aunque se le puede encontrar en el oeste de Jamaica y Cuba (National Academy of Science, 1975). En la república mexicana se localiza desde Sinaloa hasta Chiapas, en la vertiente del Pacífico, hasta unos 400 u 800 msnm y de Tamaulipas hasta Quintana Roo, en el litoral del Golfo de México y el mar Caribe, hasta una elevación de 600 msnm, así como en gran parte de las planicies costeras del Golfo de México y en la Península de Yucatán (Pardo- Tejeda y Sánchez, 1980; Chavelas y Devall, 1988).

El ramón es un árbol perenne de tamaño mediano a grande midiendo desde 12m hasta 20 m de altura y con un diámetro a la altura del pecho (DAP) de hasta 1 m, su frutos son bayas de 2 a 2.5 cm de diámetro, globosas y carnosas, presenta coloración verde cuando no ha madurado y verde amarillento a anaranjado rojizo cuando maduran, su sabor y olor suelen ser dulces. Es adaptable a suelos muy arcillosos, profundos e inundables durante la época de lluvia, así como a suelos someros y altamente pedregosos (Rico-Gray et al., 1985); con un pH de 6.8 hasta más de 8.2 y en regiones con 600 a 4000 mm. de precipitación anual (Pérez y Sarukhan, 1970; Martínez y González, 1977). Tiene la cualidad de adaptarse y crecer, regenerarse y esparcirse en bosques cerrados, además de que las plántulas son muy tolerantes a la sombra (Peters, 1983; Overgaard, 1992).

Aunque es endémico de los bosques húmedos, es extremadamente tolerante a las sequías y en el norte de la Península de Yucatán, además de que es uno de los principales alimentos para el ganado durante la época seca (National Academy of Science, 1975), es una especie Primaria / Secundaria, y suele ser muy apreciado por ser un árbol forrajero. Se reporta que las hojas son altamente digestibles (> 60%) y contienen hasta el 13% de proteína. Este sirve como alimento para el ganado vacuno, caprino y porcino principalmente, también es considerado medicinal ya que el látex que contiene este árbol se puede diluir con agua el cual sirve para el asma y la bronquitis, otro uso importante que se le da es para dar sombra y de ornato, en donde la madera no ha sido aprovechada con fines domésticos o comerciales.

El ramón no sólo tiene como función ecológica proteger el suelo, los cuerpos de agua y la biodiversidad, sino también es una especie promisoría para la restauración de sitios fragmentados y degradados. Las plántulas poseen características fisiológicas las cuales pueden adaptarse y establecerse en selvas secundarias (por ejemplo, acahuales o selvas perturbadas), donde la apertura del dosel y condiciones lumínicas son dinámicas y las condiciones climáticas suelen ser extremas; puede mantenerse por largos periodos en baja luminosidad con crecimiento lento y acelerar su desarrollo cuando se abre un claro. Bajo la sombra de árboles masculinos se ha documentado una gran diversidad de plántulas de otros árboles, como el chicle y el palo mulato, y diversos arbustos, lo que significa que puede convivir con otras especies. Por ser un árbol de madera densa y lento crecimiento es una especie muy apta para usarse en los programas de venta de captura (o bonos) de carbono (Pennington y Sarukhán, 2005, Sánchez-Garduño, 2005).

En otras partes de México, como en ciertos poblados de Yucatán, han desarrollado plantaciones para venderlo como forraje al menudeo, o simplemente podan los árboles de los pueblos o de la ciudad de Mérida con la misma finalidad. Cabe destacar que el ramón fue, sin lugar a dudas, una especie importante para la cultura Maya y puede ser un protagonista catalizador para el desarrollo rural sostenible y para la regeneración y la conservación de las selvas tropicales (Puleston, 1968).

Anexo 6

***Swietenia macrophylla* (caoba)**

El árbol de caoba (*Swietenia macrophylla*) es nativo desde México hasta Brasil y Bolivia. (Holdridge, *et al*, 1997, Carpio. 1992). Se desarrolla en elevaciones bajas, con climas secos o muy húmedos, con estación seca. En Costa Rica solo se encuentra naturalmente en la región del Guanacaste, Pacífico Central y los Chiles, sin embargo como plantación puede encontrarse en muchas otras partes de Centroamérica (Holdridge, *et al*, 1997).

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) menciona que es importante mantener este recurso genético de plantaciones de *Swietenia macrophylla*, al igual que su conservación in situ ya que esta especie es de alta prioridad ecológica-económica (Carpio. 1992). Es comercialmente importante para la producción de madera (González, 1973). A las *Swietenia* se les llaman caobas en América Central, las Antillas y en el norte de Sur América, en Bolivia se conoce como Mara (Jiménez *et al*, 1996), en inglés se le conoce como “mahogany”, y en el oriente de Ecuador se conoce como “Ahuano”, (Jiménez *et al.*, 1996).

Jiménez (1995), dice que las características de este árbol pueden ser de 40 m de altura y 80 cm a 1 m de diámetro, pero de acuerdo con González (1973), “Los árboles de caoba llegan a alcanzar alturas de 46 m y diámetros de 3 a 4 m, generalmente se obtienen fustes comerciales de 18 a 24 m”, pero el mismo Jiménez *et al*, (1996) reporta en sus estudios árboles maduros que alcanzan hasta 50 m de altura y 2 m de diámetro con copas de hasta 40 m de diámetro y generalmente están compuestas de unas pocas ramas principales gruesas.

Su corteza es fisurada de color gris a pardo-rojizo, finamente lenticelada y exfoliante en pequeñas plaquitas. Hojas generalmente paripinnadas, alternas, 16-30 cm de largo, sus flores son unisexuales, además de pequeñas con 5 pétalos blanco amarillentos. Frutos con cápsulas erectas, alongadas a elongadoovoide, pardo-grisácea, lisa o diminutamente verrugosa, 10-22 cm de largo, 6-10 cm de ancho con 4-5 valvas, leñosas, 6-8 mm de grueso; semillas oscuras, pardolustrosas, 7.5-12 cm de largo incluyendo el ala (Jiménez, 1995).

La distribución potencial y geográfica puede abarcar desde Veracruz y Yucatán en México, así como Centroamérica hasta Venezuela, Brasil, Colombia, Perú y Bolivia (Carpio, 1992, Jiménez, 1995, Holdridge, 1997). Crece entre los 0-1500 m de elevación (Jiménez, 1995) En Costa Rica se encuentra principalmente en la provincia de Guanacaste, y en forma muy escasa se a observado en Upala y los Chiles, de manera endémica (Jiménez, 1995, Holdridge 1997), Reserva Biológica Carara y Valle Central (Jiménez, 1995). Ha sido introducida en el sur de Florida, las islas del Caribe, India y otras áreas tropicales como plantaciones para un sustento económico (Jiménez, 1995).

La caoba es mayormente se restringe a zonas húmedas tropicales, requiere suelos fértiles con buen drenaje, es sensible a las bajas (Holdridge, 1973). Jiménez, (1995) en su descripción de esta especie dice que esta crece en elevaciones bajas, con climas secos y húmedos, principalmente con estaciones de sequía muy marcadas. Por lo general se encuentra en sitios planos con pendientes moderadas hasta de 15%, entre los 50-500 m de elevación, en suelos medianamente fértiles y con una precipitación entre 1500-3500 mm anuales. Para su crecimiento óptimo se recomiendan plantaciones con suelos fértiles de bosques lluviosos y en las márgenes de los ríos.

Hoy en día se le puede encontrar de manera aislada en potreros o fragmentos de bosque secundarios. En la zona norte de Costa Rica (Upala), la especie es muy escasa, pero se le puede encontrar en áreas abiertas dedicadas al pastoreo de ganado, ahí alcanza alturas y diámetros muy superiores a los que presenta en el bosque seco. La regeneración en su etapa de plántula en ocasiones es abundante, sin embargo de estos arbolitos solo pocos llegan a desarrollarse y formar un individuo adulto, en algunas áreas del Parque Nacional de Santa Rosa en Costa Rica, la regeneración es frecuente en zonas abiertas cubiertas del pasto jaragua (*Hyparrhenia rufa*), donde llegan a formar pequeños parches similares u homogéneos, con muchos individuos en edades intermedias y alturas que

oscilan entre los 0-4.4 m. En Guanacaste se asocia con otros árboles, tales como, cocobolo (*Dalbergia retusa*), indio desnudo (*Bursera simaruba*), guaitil (*Genipa americana*) y algunos arbustos como yayo (*Rehdera trinervis*) entre otros (Jiménez, 1995).

En México y Costa Rica es considerada como una especie amenazada (Jiménez, 1995). Actualidad este árbol es escaso, y se encuentra protegida en los Parques Nacionales Santa Rosa y Guanacaste, reservas biológicas Carara y Lomas Barbudal, Centro Ecológico la pacífica y Refugio de vida Silvestre Caño en Costa Rica un país al que le interesa mantenerla por su valor económico y natural..

La caoba se ha establecido como plantación económica en muchos países tropicales, teniendo mayor éxito en Trinidad y Tobago, Puerto Rico y Surinam, en donde se ha notado que el crecimiento es relativamente lento en los primeros años, aconsejándose una distancia de 3 x 3 m entre cada árbol. Se ha descrito a la caoba, como especie utilizable para sombra y se puede adecuar en plantaciones de cercas vivas (Lamprecht, 1990). La madera de caoba alcanza precios altos. La albura es delgada y de color amarillento claro a blancuzco, la madera del centro o corazón es rosado claro a castaño rojizo oscuro, una característica de esta madera es que se oscurece un poco después de cortada, suele ser dura y moderadamente pesada, es muy resistente a los insectos y muy ocupada y cotizada para la elaboración de muebles finos, puertas, esculturas y manualidades (Jiménez, S.H. *et al*, 1996).