Centro de lnvtistlgaci{m en Alimcnhicilm y Desarrollo A, C.

Unidad Mnzat:lán en Acuicultura y Manejo Ambiental.

"Análisis espacial de la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago lxcuintla, Nayarit en el período de 1973-2005."

Por

Pablo Renán Ramírez Bojórquez

·resis aprobada por

UNIDAD MAZA'l'LÁN EN AClJICl)LTlJRA Y MANE.JO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado dtl

MAES'l'RO EN CIENCIAS

M1lzal.h\n, Sinaloa, México, l)idcmlm: de 2006

APROBACIÓN

Los miembros de este comité designado para revisar la tesis de Pablo Renán Ramírez Bojórquez, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias, con especialidad en Manejo Ambiental.

Dr. Arturo Ruiz Luna
Director de Tesis.

Dr. Miguel Betancourt Lozano

Dr. César A. Berlanga Robles

M.C. Joanna Acosta Velázquez

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

Se permite citas breves sin permiso especial del autor, siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente. Se podrá solicitar permiso al Director del Centro o Jefe del Área correspondiente del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. apartado postal 1735, Hermosillo, Sonora CP 83000 México, para citas o consultas más completas con fines académicos. En otras circunstancias, se deberá solicitar permiso del autor.

La publicación en comunidades científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa aprobación escrita del director.

Dr. Alfonso Antero Gardea Béjar
Director General del CIAD, A.C.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Arturo Ruiz Luna por su valiosa dirección en la realización de esta investigación y por todo el apoyo académico recibido.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca y apoyo otorgado. Al proyecto Fomix NAYARIT-2003-C01-9593 y Fomix NAYARIT-2003-C01-9420. Gracias por permitirme llevar a cabo esta investigación.

Agradezco al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. por su ayuda para realizar mi postgrado y por su apoyo económico durante mis estudios de maestría.

A los miembros del comité de tesis formado por el Dr. Miguel Betancourt Lozano, Dr. Cesar A. Berlanga Robles y la M. en C. Joanna Acosta Velázquez por sus aportaciones y sugerencias a este trabajo.

Al Laboratorio de Manejo Ambiental del CIAD Mazatlán por abrirme las puertas y por todo el apoyo recibido.

DEDICATORIAS

a Jaime Renán, Elsa y Elisa

Agradecimientos:

Agradezco, al Dr. Arturo Ruiz Luna por darme la oportunidad de ser parte de su equipo de trabajo y por los conocimientos adquiridos en el laboratorio de manejo ambiental.

Al Dr. Cesar A. Berlanga Robles por el apoyo recibido en la utilización del programa Fragstat y por los viajes de trabajo en Culiacán.

A la M. en C. Joanna Acosta Velázquez por las observaciones y sugerencias desde el inicio del presente trabajo, así como la asesoría y revisión del mismo. A la M. en C. Idalia Karina Monzalvo Santos por la ayuda en la clasificación de imágenes, así como también al M. en C. Rafael Hernández Guzmán por el apoyo recibido en el manejo de los programas de computo.

A Maria Elena por estar siempre presente, gracias por tu tolerancia, comprensión y amor.

A los compañeros pasados y presentes del LAMA: Joanna, Karina, Rafael, Serbia, Martín, Aimme, Ricardo, Priscila, José, Zumaya, Sebastián, Alma, etc.

A los compañeros de la Maestría Ricardo-Pollo, Edgar-Eglefine, Rafael-Jimmy Neutron, Zohar, Beatriz, Miroslava, Fernando, Juan José, Roberto, Leonardo, etc.

CONTENIDO

Índice de Cuadros viii
Índice de Figuras x
Resumen xii
Abstract xiv
INTRODUCCIÓN 1
Objetivo General 5
Objetivos Particulares 5
REVISIÓN BIBLIOGRAFICA 6
Manglares 6
Ecología del Paisaje e Indicadores de Fragmentación 9
Aplicaciones de Percepción Remota y S. I. G. en Estudios de Manglar 12
Estudios sobre Humedales en Nayarit. 21
MATERIALES Y MÉTODOS 24
Área de Estudio 24
Análisis de las Imágenes 27
Verificación de Exactitud de la Clasificación 29
Detección de Cambios y Evaluación de Deforestación 32
Caracterización de los Patrones de Fragmentación del Manglar 33
Impacto de Actividades Antropogénicas sobre la Fragmentación 37
Zonas con Potencial de Riesgo y Susceptibles de Restauración 38
RESULTADOS 40
Variación Temporal 40
Análisis de Fragmentación del Paisaje. 45
Evaluación de Métricas del Paisaje 47
Asociación de Zonas Degradadas con Desarrollo de Actividades Antropogénicas. 56
Acuicultura 56
Localidades 59

Red Vial: 61
Detección de Zonas con Potencial de Riesgo y Áreas Susceptibles de Restauración ...67
DISCUSIÓN 70
CONCLUSIONES 85
BIBLIOGRAFIA 87

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Características de imágenes obtenidas con diferentes sensores de la serie de satélites Landsat (1-7) 14
Cuadro 2. Principales divisiones del espectro electromagnético 15
Cuadro 3. Fechas de registro y principales características de las imágenes utilizadas para la clasificación de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit 28
Cuadro 4. Estimación de la cobertura de manglar y evaluación de la exactitud de la clasificación 40
Cuadro 5. Variación en la extensión de cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, estimada por clasificación de imágenes de satélite (cifras redondeadas a la centena más próxima). La tasa de deforestación está expresada en % anual 42
Cuadro 6. Valores de los índices o métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay. (1973-2005) 50
Cuadro 7. Valores de los índices o métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay. (2005). 54
Cuadro 8. Valores de las métricas del paisaje evaluadas sobre zonas de impacto (ZI) generadas como corredores a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit 63
Cuadro 9. Valores de métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar de 2005 en el municipio de Tecuala (TEC05) y simulación de impacto probable sobre manglar en corredores (ZI) de 50 y 100 m de distancia a partir de polígonos de actividades antropogénicas. 65
Cuadro 10. Valores de métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar de 2005 en el municipio de Santiago Ixcuintla (STI05) y simulación de impacto

probable sobre manglar en corredores (ZI) de 50 y 100 m de distancia a partir de polígonos de actividades antropogénicas.....66

Índice de Figuras

Fig. 1. División política del estado de Nayarit y localización de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla.....25
Figura 2. Mapa de la cobertura de manglar 2005. 41
Figura 3. Cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., estimada por clasificación de imágenes del satélite Landsat (1973-2000).....43
Figura 4. Pérdidas y ganancias de la cobertura de manglar 1973-2005. 44
Figura 6. Tendencias de cambio de las principales métricas del paisaje, asociadas con la variación en la cobertura de manglar en los Municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., de 1973 a 2005. a) Área total; b) Número de parches; c) Tamaño promedio; d) Tamaño efectivo de malla; e) Índice de partición; f) Indice de división del paisaje. 48
Figura 6 (cont.). Tendencias de cambio de las principales métricas del paisaje, asociadas con la variación en la cobertura de manglar en los Municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., de 1973 a 2005. g) Dimensión fractal; h) Índice de parcha mayor; i) Borde total; j) Índice de agregación.....49
Figura 7. Localización y distribución de parches de manglar, según su extensión, en Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., para el periodo 1973-2000.....51
Figura 8. Localización y distribución de parches de manglar, según su extensión, por separado de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, (2005).....53
Figura 9. Zonas de distribución de parches de la cobertura de manglar 2005.....55
Figura 10. Localización de granjas acuícolas en la laguna La Garza, municipio de Tecuala, Nay (Google Earth, 2005).....56
Figura 11. Granjas Acuícolas en el área de estudio.....57
Figura 12. Zonas de impacto de Granjas Acuícolas. 58
Figura 13. Localidades cercanas a la cobertura de manglar. 59
Figura 14. Zonas de impacto de Localidades. 60
Figura 15. Red vial del área de estudio.....61

Figura 16. Zonas de impacto de Red Vial. 62
Figura 17. Zonas de impacto (ZI) de 50 y 100 m. generadas a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en el municipio de Tecuala, Nayarit. 64
Figura 18. Zonas de impacto (ZI) de 50 y 100 m. generadas a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en el municipio de Tecuala, Nayarit. 67
Figura 19. Evolución de los parches de mayor tamaño de la cobertura de manglar de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit1 973 a 2005. 68
Figura 20. Áreas con potencial de riesgo y susceptibles a restauración. Porcentajes correspondientes a parches con fragmentación mayor o menor de 25%. 69

RESUMEN

Se estudiaron las condiciones recientes y las tendencias de cambio de Ia cobertura de manglar correspondiente a los municipios de Tecuala y Santiago lxcuintla, Nayarit. Las características espaciales y la condición del bosque de manglar se evaluaron con imágenes de satélite Landsat MSS de 1973 y 1986, TM de 1990 y 2005 y ETM + del 2000, usando métodos de clasificación supervisada. Las tendencias de cambio se evaluaron a través de un análisis postclasificatorio con una matriz de detección de cambio. La exactitud global del mapa resultante de 2005 fue de 87.5% y el coeficiente de Kappa estimado fue de 0.83, lo que corresponde a una elevada concordancia entre los datos de campo y la clasificación. Se estimó la cobertura para cada fecha del análisis encontrando una reducción de aproximadamente 400 hectáreas por año, presentando una tasa de deforestación media anual de 0.82%. Se analizaron los cambios de la cobertura con métricas del paisaje estimadas a partir de los mapas de cobertura de manglar generados en todas las fechas. Los resultados indican un incremento en el número de parches y una reducción de su tamaño, así como variaciones de los valores de índice de partición, índice de división del paisaje y tamaño efectivo de malla, que indican una cobertura fragmentada y una disminución en su conectividad. A partir de los resultados para el año 2005 se evaluó el impacto sobre los patrones espaciales del manglar generado por actividades antropogénicas (acuicultura, localidades e infraestructura vial), simulando zonas de impacto (corredores de 50 y 100 metros) alrededor de los polígonos correspondientes a estas actividades. Los resultados indican que hay una reducción de 234 has para la zona de impacto de 50 m, incrementándose a 551 has en Ia zona de impacto de 100 m, además de una cobertura más fragmentada con respecto a la última fecha analizada (2005). A nivel de municipio se encontró que el mayor impacto sobre el manglar se observó en el municipio de Santiago lxcuintla, donde la cobertura se redujo 362 has, presentando además valores de las métricas deI paisaje que señalan incremento en los procesos de fragmentación. Se proponen áreas de conservación y zonas de riesgo de pérdida de manglar, para su protección, en función de los resultados obtenidos, sin embargo se recomienda que para la definición definitiva de estas zonas se incorporen otros elementos técnicos no contemplados en el presente estudio.

cmlmrgo se rcco1nk,1Hli1 que par:, J,i dc/inición dcllnitiva de m¡ta,; r011;,ls se inr:orpo1·,m Olt<IS elcnw111os h\cnkos no contemplados en el presente estudio.

Abstrncl

Thc rcccnl r:011dilinns and lhc lcmfoncics of changc of lhc nrnngrovc covcring corrcsponding to lile 1111111icipalilicls oí' Tcniala and S:rnliugo lxcuinlla, Naynrit wcro sludicd, Thc spacial charactcrislics 1111d lhc condition of lhc 1-ri:.mgmvc frircst w,wc t)valualcd using l.1mdsat salcllil.c im:1gcs MSS or 197:J :md 1.')86, Ttvl 01.· 1990 aml 2005 and ETM. -1-or 2000, 1.ming sup,,rvisccd 1:.lllSSi fümtion l!;ch11iq1ws, Ch:111ge dclcclion w,ml cw1)11:ncd lhrnugh a postcl:1sil1ca1ion analysis, The global accuracy of' 1he rcsull1i11g; rnnp of' 2005 w:m 87.5'!1,, ami 1.Jm kap¡m indcx was 0.83, corrc-sponding lo a high agrn,:•nwnl hclwccn lhc ficld dala ,md lhc cla1milical.io11. ll. w:m considcrnd lhc covcring frir cach ,fol(1 ol' l.lm unalysis linding a reduction of' approx.inrnlcly /400 lwcl:ll'cs pcr ycnr, proscnt.ing a rntc of :lnl1uul. hall' dd'orcslution 01.· 0.82.'%. L:rnd covcr ch:m¡:_\C8 wcrc :rnalywd wilh landscnpe 1.nolrics cstimalcd by me:.ms of' m:rngrove covcr maps gcncnilcd in ali lh(1 dnlcs. Thc rcsoll.s indical.c nn i1lcrclm,111 in lh(: m.11nb1:r nr palchcs aml 11rcduction of' tlrnir ,;im, m wcll as varial.ions ol' thc val11cs of' parlilion in1kx, indcx. or division 01.· !he landHcape 1111dcllbctivc sir.,: of m1:sh lhal indical\1 a bmkc-11 inlü fr:-,gmwts cov,.,ring :md n 1focrcasc in lhcir <::<lncc1ividad. start.ing lhnn thl, n:sulls for thc yc:u 2005 111(: impucl. w,m cvnluaicd on 1hc :;palia! pallcrns nf'lhc mangrov,; gb1cr11l.txl by act.ivilics anll'opogí,ni(:s (acuicultura, 1<lwns 1.111dillf''nm1nw1.urc vi:il), sinu11:lti11g in1pacl :.u·cns (conidors of 50 und 100 nrn1cr,;) nroul1<l lhe polygonll co1Tospo11ding to lhesc aelivilie$, ThrJ rcstills indic:1lc thnl !lwrc is a rcduction of 2.34 ha lbr Uw :.,;onc of' i111pacl or 50 m, bcing incrca,;ed at 55 J ha in 1hc ?.ollll) of impacl ol' 100 111, bcsides a covcring hui brnktm il110 fragmcnts wilh n,gurd to Uw las! 1m11lyi,cd dale (2005). At munkipality lcvd il. wus round lhal lhl: biggosl imp¡¡cl on lhe mangrovc war, obscrvt)d in llw municipalil.y or Sa11li11go lxcuinllu, wh,;rcJ lhi; covcring dcercascd 3(i2 1111also prcs(:nling v:1lucs ol' thc 1mdscupc mcl.rics that ¡mini oul incrnmcnl in llm p1\JC<i8scs of frngmenlat.ion. Thcy inl(:nd e onscrval.ion a reas :md a rens of ri.ik ol' 111:mgrov(: loss, ilJr lhcir prol(1cl.ion, il1 fim(:lion or llw obl:.1incd rcrrnll.s, howcvcr it is rccommc1hkd llml for lho dcfinilivc dcfinit.ion or lhos(, are.ns thcy nol incorpornlo ollrnr lcclmical clcmcnls (.:onlcmplalcd sludy prcscn.lly.

INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras son utilizadas de manera intensiva por las sociedades humanas ya que más del 55% de la población mundial vive en o cerca de las costas (Adeel y Pomeroy, 2002). Esto ocasiona que dichas zonas se encuentren bajo múltiples e intensas presiones que se han traducido principalmente en impactos en su funcionamiento, incremento en la contaminación, cambios en la configuración de estos hábitats y agotamiento de recursos (Segar, 1997).

La detección de cambios en los hábitats costeros y en particular de humedales cuya condición es vital para algunos procesos costeros, aporta información que permite la actualización y sistematización de los inventarios de recursos naturales. Esta información es una de las condiciones iniciales para el desarrollo de planes de manejo y conservación de los ecosistemas costeros y la preservación en el tiempo de los recursos naturales que sustentan estos ecosistemas.

Para el caso específico de los manglares, humedales costeros de gran importancia ecológica, económica y cultural, su estructura, funcionamiento y permanencia dependen en buena medida de factores externos de gran escala como el ritmo de mareas, la conexión con el mar, el clima y los cambios en las coberturas y usos de suelo a un nivel de paisaje, por su condición de ambientes costeros y ecosistemas terminales de las cuencas hidrográficas.

Dada la extensión y características de accesibilidad a estos sistemas, no siempre es posible hacer una evaluación *in situ*, por lo que se requiere de otro tipo de estrategias y herramientas que permitan su análisis a diferentes escalas espaciales y temporales. Considerando lo anterior, la ecología del paisaje es una disciplina que provee una base teórica y conceptual para el estudio de cambios a nivel de estructura, funcionamiento y configuración del paisaje (Mc Garigal y Marks, 1994). Esta disciplina también toma en cuenta el desarrollo de la dinámica de la heterogeneidad espacial; las interacciones e intercambios espaciales y temporales a través del paisaje; los paisajes como estructuras

jerárquicas definidas espacial y temporalmente y, particularmente, incluye al ser humano y sus actividades como elemento de los ecosistemas.

Bajo esta perspectiva, la evaluación de los ambientes costeros implica el seguimiento de variables ambientales en intervalos amplios de tiempo y espacio. En este sentido, las técnicas de percepción remota y los sistemas de información geográfica permiten dar seguimiento a indicadores ambientales a un nivel de paisaje, tales como los cambios en el tamaño y forma de los hábitats costeros y de las coberturas vegetales, que puedan tener relación con la biodiversidad y condición de los ambientes costeros (Klemas, 2001). Esas dos tecnologías son, por lo tanto, herramientas muy útiles para el monitoreo y el análisis de los cambios en la cobertura de manglar ocasionados por impactos tanto de origen natural y como por actividades antropogénicas.

Dentro de los impactos ambientales sobre el manglar se pueden mencionar la fragmentación del hábitat y la pérdida de cobertura debido a los cambios de uso del suelo. Es importante hacer notar que la deforestación no se traduce solamente en una disminución del área total forestal, sino que tiene también como consecuencia la parcelación de las superficies residuales; es decir, su fragmentación, que implica pérdida de funcionalidad. Se considera que una cobertura forestal está fragmentada cuando después de varios años, está formada por partes separadas producidas por la conversión de una porción de su área a otros usos no forestales (FAO, 1995).

Dependiendo del grado y orientación de la fragmentación, el ecosistema puede presentar modificaciones en las condiciones ambientales que alteren su funcionamiento. Modificaciones frecuentes pueden ser la alteración del régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el patrón de vientos y las propiedades de los suelos (Saunders *et al.*, 1991; Forman, 1994). Una de las consecuencias más importantes de estas modificaciones es la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Saunders *et al.*, 1991; Lauga y Joaquim, 1992; Estrada y Coates-Estrada, 1994; McIntyre, 1995; Turner, 1996). Por lo anterior, es recomendable que las evaluaciones de coberturas forestales no solo se concreten a la determinación de extensión y evaluación de estructura, sino que también incorporen la visión de paisaje, así como otros aspectos que permitan

determinar cuál ha sido la evolución en la condición de la cobertura vegetal en el corto plazo.

Bajo esa perspectiva, los análisis de fragmentación contemplan herramientas matemáticas, llamadas índices de fragmentación, que permiten caracterizar este proceso, con base en la cantidad, estructura y características de los parches de manglar, los cuales son aplicados a partir del resultado de la clasificación, (Turner y Gardner, 1991, Jeanjean *et al.*, 1994; FAO, 1995; Vogelmann, 1995).

En el estudio de los ecosistemas de manglar la aplicación de los índices de fragmentación y el análisis espectral a partir de imágenes de satélite, está encaminada a obtener información sobre la condición actual y los niveles de deterioro en los que se encuentran estos ecosistemas. Considerando que una imagen de satélite es básicamente una representación digital del mosaico de elementos que forman un paisaje, es posible medir las relaciones espaciales entre los elementos de ese mosaico, comúnmente denominados como parches en ecología del paisaje. Dado que la imagen digital representa distintas fracciones del espectro electromagnético y contiene atributos espaciales, es posible estudiar la configuración de las coberturas en un territorio concreto, ya sea sobre las bandas originales o sobre una imagen ya clasificada (Chuvieco, 1996), por medio del análisis de su geometría y de sus relaciones de vecindad, dentro del esquema de la evaluación de las métricas del paisaje. Sin embargo existen pocos trabajos que comparen la utilidad práctica y robustez de estos indicadores en ecosistemas asociados a humedales costeros (Acosta, 2002; Berlanga, 2006).

Bajo esta perspectiva de análisis, en el presente estudio se determinaron los cambios en la extensión y distribución de la cobertura de manglar dentro de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit, por un periodo de más de 30 años, evaluando las variaciones en los patrones espaciales de fragmentación y su posible asociación con el desarrollo de actividades humanas.

Cabe mencionarse que, aunque los humedales que se localizan dentro del área de estudio forman parte del sistema Marismas Nacionales, cuya distribución es más amplia, este trabajo forma parte de una serie de proyectos destinados a evaluar diversas

coberturas y usos de suelo en el norte de Nayarit. Por lo anterior, los resultados que aquí se presentan se circunscriben a los límites geopolíticos correspondientes, a partir del cual será posible proponer los planes y estrategias de manejo tendientes a conciliar el desarrollo económico regional de estas entidades con la sustentabilidad de los recursos que se localizan dentro de la demarcación política.

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar los cambios en la cobertura y patrones de distribución espacial de los manglares de los Municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla (Nayarit) y su relación con el desarrollo de actividades antropogénicas durante el periodo 1973-2005

Objetivos Particulares

a) Estimar la variación temporal en la extensión de los manglares con el uso de técnicas de percepción remota.

b) Caracterizar los patrones de fragmentación de los manglares por medio de análisis del paisaje.

c) Determinar el grado de asociación entre zonas degradadas y la presencia de indicadores de desarrollo de actividades antropogénicas.

d) Detectar zonas con potencial de riesgo y áreas susceptibles de restauración por medio de aplicaciones de sistemas de información geográfica.

REVISIÓN BIBLIOGRAFICA

Manglares

Los manglares son componentes dinámicos de los ecosistemas costeros que soportan altos niveles de diversidad biológica y de productividad primaria y secundaria. Los ecosistemas de manglar con mayor madurez tienen la capacidad de modular los flujos del agua, nutrientes y materiales que se suceden a través del paisaje costero, proporcionando hábitat para la vida silvestre. Por el grado de desarrollo forestal que alcanzan algunas de estas comunidades vegetales, también suelen ser denominadas como bosques de mangle, siendo uno de los humedales costeros característicos y con mayor representatividad de las zonas tropicales y subtropicales (Osborne, 2000; Liu y Cameron 2001; Junk, 2002).

Los manglares son especies halófitas facultativas que pueden crecer a diferentes salinidades que van desde dulceacuícolas (<5 ups) hasta hipersalinas (>40 < 80 ups), pero alcanzan su máximo desarrollo en condiciones salobres (~15 ups). Los manglares están formados por unidades taxonómicas muy diversas con más de 50 especies agrupadas en 12 familias aproximadamente (Chapman, 1970). Es la vegetación dominante que bordea las lagunas costeras y estuarios y se estima que del 60% al 75% de las costas de regiones tropicales están bordeadas por manglares.

Se calcula que a nivel mundial la extensión de manglar oscila entre 12 y 20 millones de hectáreas, asociándose las diferencias entre estimaciones, tanto a los métodos de evaluación, como a las fechas de evaluación (Ruiz-Luna *et al.*, no publicado). En los últimos reportes sobre la situación de los manglares publicados por la FAO (2003a,b), se indica que para el año 2000 su extensión se ubicaba por debajo de 15 millones de hectáreas. De acuerdo con esta evaluación, la superficie mundial de manglar se habría reducido mas de $5x10^6$ con respecto al dato estimado para 1993 (19,881,800 hectáreas). Las tasas de deforestación de manglar han pasado de aproximadamente 1.9%

anual en la década de 1980-1990 a 1.1% para el periodo 1990-2000, lo que implica una tendencia a la reducción en los procesos de deforestación.

A nivel nacional la información de la extensión de manglar está basada en diversas estimaciones realizadas por expertos y agencias tanto a nivel nacional como internacional desde 1973 hasta el año 2000 (Ruiz-Luna *et al.*, no publicado), aunque estos valores presentan marcadas diferencias. De acuerdo al reporte de la FAO (1981), para 1973 se estimaba una extensión de 700,000 hectáreas, mientras que para 1992 las cifras oficiales (SARH, 1992) señalan una extensión de 531,500 hectáreas, mientras que para el mismo año Spalding *et al.*, (1997) asignan una superficie de 932,800 ha. Considerando también las cifras oficiales ofrecidas por la SEMARNAT (2003) y el INEGI, las estimaciones para el año 2000 se situaban en 886,761 y 955,866 hectáreas, respectivamente, de acuerdo con lo mencionado por Ruiz-Luna y colaboradores, resulta del todo inexacto establecer tasas anuales de deforestación a nivel nacional. Estas discordancias pueden atribuirse también a que existen diferencias importantes en la estimación de la extensión total de los manglares en México por las metodologías utilizadas y por los criterios para delimitar los manglares en algunas regiones.

Aunque no se cuenta con un inventario preciso y actual de los manglares de México, se reconoce que la distribución, composición y fisonomía de las comunidades de manglar están influenciadas por los cambios latitudinales en temperatura y la precipitación, pero localmente depende de la geomorfología, el substrato, la salinidad, la inundación y el relieve (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

Por otro lado es importante mencionar que los manglares ofrecen una amplia gama de servicios ambientales. Por ejemplo, son zonas de alimentación, refugio y crecimiento de juveniles de crustáceos y alevines y juveniles de peces, así como refugio de flora y fauna silvestre incluyendo especies amenazadas de extinción, especies endémicas y migratorias y especies de alto valor comercial. El manglar actúa como sistema, natural de control de inundaciones, barreras de huracanes e intrusión salina, control de erosión y protección de costas, mejorando la calidad del agua al funcionar como filtro biológico removiendo nutrientes y toxinas. El manglar proporciona fuentes

de energía (leña), valor estético y recreativo, mientras que en algunas regiones tienen un importante significado cultural y educativo. También contribuyen a la prevención de la formación de suelos ácidos, generan condiciones de microclima, contribuyen a mantener sistemas y procesos naturales como respuesta a cambios en el nivel del mar, trampas de carbono, mantienen los procesos de acreción, sedimentación y formación de turbas (Macnae, 1974; Norudin, 1987). También han sido utilizados como material de construcción, para el establecimiento de sitios para la extracción de sal, producción de taninos y otros tintes e incluso alimento (Lewis, 1982; Hernández-Cornejo *et al.*, 2005). Estos ecosistemas remueven cantidades importantes de nitrógeno y fósforo así como metales pesados y han sido utilizados para tratamiento de los efluentes de minas y descargas urbanas (Mitsch y Jorgensen, 1989).

Por su naturaleza costera, este tipo de humedal puede sufrir impactos severos tanto de origen natural como antropogénico. Los factores naturales que contribuyen a la pérdida de los manglares son los huracanes, procesos geomorfológicos, reducción en las descargas de los ríos, cambios en los regímenes de mareas, sequías y altas tasas de sedimentación. Estos agentes naturales ocasionan cambios en la salinidad, fertilidad, grado de anoxia, defoliación y la destrucción total de la estructura de los manglares (Day *et al.*, 1989; McKee, 1996; Osborne 2000).

Entre los factores de origen antropogénico se encuentra la deforestación, causada principalmente por la obtención de leña y carbón, la expansión de zonas urbanas, turísticas, actividades agrícolas, ganaderas y recientemente las acuícolas. También es importante la sedimentación en esteros y lagunas causada por el vertimiento de aguas negras y material de origen terrestre. Para fechas recientes se ha documentado a la camaronicultura como la actividad que mayor impacto negativo a generado sobre el manglar, estimándose una perdida de 35% de esta cobertura a nivel mundial en las pasadas dos décadas (Valiela *et al.*, 2001).

En particular, las infraestructuras lineales tienen un impacto significativo en los humedales costeros ya que rompen con la dinámica paisajística impidiendo el movimiento de las poblaciones locales, modificando los patrones hidrológicos y de

sedimentación e incrementado el acceso de humanos a estos hábitats. (Patterson-Zucca, 1982; Ramírez-García *et al*, 1997; Kathiresan y Bingham, 2001; Liu y Cameron, 2001; Valiela *et al.*, 2001; Geneletti, 2003).

Ecología del Paisaje e Indicadores de Fragmentación

El análisis de la configuración de los manglares, por ser territorios heterogéneos, requiere medidas cuantitativas de los patrones espaciales, que reconozcan la complejidad de su dinámica y continuidad de los ambientes terrestres adyacentes (Bartlett, 2000; Toledo 2003). Considerando lo anterior, la ecología del paisaje es una disciplina que provee una base teórica y conceptual para el estudio de estos cambios -estructura, funcionamiento y configuración del paisaje- (McGarigal y Marks, 1994), siendo éste el enfoque utilizado en el presente trabajo para el análisis de la cobertura de manglar.

La ecología del paisaje se define como el estudio de la estructura, función y cambios de un área heterogénea compuesta de ecosistemas interconectados. El avance de la ecología del paisaje es motivado por una necesidad de entender el desarrollo y dinámica de modelos en fenómenos ecológicos, el papel de perturbación en ecosistemas y las características espaciales y temporales a escalas de eventos ecológicos (Urban *et al.*, 1987; Garman y Bradshaw, 1993). Considera también el desarrollo de la dinámica de la heterogeneidad espacial, las interacciones e intercambios espaciales y temporales a través del paisaje y también representa a los paisajes como estructuras jerárquicas definidas espacial y temporalmente, los cuales dependen de las relaciones entre las sociedades y su ambiente, creando estructuras cambiantes en el espacio y en el tiempo (Risser *et al.*, 1984).

En la escala humana, el paisaje puede definirse como un mosaico terrestre compuesto de elementos espaciales definidos como fragmentos o parches, corredores y una matriz. El arreglo o patrón estructural de estos elementos es el determinante principal de los flujos funcionales y del movimiento del paisaje junto a los cambios en

los patrones y procesos del paisaje. Cada punto en el paisaje está definido por un parche, corredor o matriz y esto se presenta en cualquier mosaico terrestre (Forman, 1995).

Bajo la perspectiva de la ecología del paisaje, el estudio de las comunidades vegetales o animales ocupa un lugar importante, ya que éstas son sensibles a la fragmentación de su hábitat y a los cambios en el uso de suelo por efecto de la deforestación (Farina, 1998). La deforestación no se traduce solamente en una disminución del área forestal, ya que además tiene como consecuencia la parcelación de las superficies residuales, es decir la fragmentación.

La fragmentación es uno de los conceptos mas difundidos en ecología del paisaje, siendo incluso un concepto básico en el desarrollo de esta disciplina, con una dimensión espacial por esencia (Burel y Braudy; 2002). Considerada como una de las más importantes amenazas de la biodiversidad en el mundo, el análisis de fragmentación se aplica tanto a hábitats como a las poblaciones (poblaciones fragmentadas). Sin duda además de los efectos de tamaño y de borde, la fragmentación influye sobre la heterogeneidad interna de los hábitats, reduciendo conectividad y coherencia (Freemark y Merriam; 1986). Como proceso, la fragmentación se caracteriza por provocar una disminución de la superficie total del hábitat y su ruptura en fragmentos, en islotes, es decir la evolución de grandes parches (manchas) a parches cada vez más pequeños y de formas geométricas sencillas.

La fragmentación, más que una pérdida de hábitat, puede definirse como la modificación de la calidad del hábitat, que lleva consigo la disminución y aislamiento de los parches y el aumento en el efecto de borde. El efecto de borde es el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes estructuralmente diferentes, es decir, una barrera o membrana de transición entre dos áreas, contra la propagación de una perturbación. (Williams, 1991; Murcia, 1995). Este proceso va acompañado de una serie de efectos que modifican las condiciones medioambientales y el funcionamiento de los ecosistemas, alterando el régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el patrón de vientos y las propiedades de los suelos (Saunders *et al.*, 1991; Forman, 1994). Como consecuencia final de los procesos de fragmentación del paisaje, la más

importante es la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Lauga y Joaquim, 1992; Estrada y Coates-Estrada, 1994; McIntyre, 1995; Turner, 1996).

El análisis de fragmentación se vale de herramientas matemáticas, llamadas índices o métricas del paisaje, que permiten caracterizar algunos aspectos de estos patrones de fragmentación (Turner y Gadner, 1991; Jeanjean *et al.*, 1994; FAO, 1995). La fragmentación de áreas forestales puede ser medida con base en la cantidad de parches y el cambio con diferentes indicadores de forma y proximidad (Vogelmann, 1995). La aplicación práctica de la cuantificación de los patrones del paisaje es de gran ayuda en el análisis de la estructura de estos, y son rigurosamente necesarios para analizar los patrones y la interacción que estos tienen con los procesos del paisaje (Gergel y Turner, 2002).

Los índices o métricas del paisaje describen las características espaciales de los hábitats de un paisaje y se clasifican como métricas de área, de borde, de forma, de aislamiento y de diversidad. En general estas métricas cuantifican la composición y configuración de los paisajes (McGarigal y Marks, 1994). Aunque se han desarrollado numerosas métricas del paisaje en las últimas décadas (O'Neill *et al.*, 1988; Turner y Gadner, 1991), la tendencia ha sido desarrollar aquellas nuevas, que sean mejores indicadores de la condición de los mismos (Frohn, 1998).

Los estudios de ecología del paisaje han aplicado este tipo de indicadores, se han realizado principalmente sobre hábitats terrestres, con el fin de determinar los impactos generados por actividades antropogénicas en la estructura del paisaje, para evaluar el grado de fragmentación de bosques, y analizar el proceso de fragmentación inducido por infraestructuras lineales tales como carreteras, canales y otras obras (Yuan *et al.* 1994, Mas *et al.*, 1996; Shirish y Roy 1997; Mendoza *et al.*, 1999; Ochoa-Gaona 2001; Riiters, 2005).

Sin embargo, la utilización de estos indicadores en ecosistemas costeros es reciente, habiéndose empleado para la evaluación de impactos sobre humedales, en la configuración del paisaje costero y en la medición de impactos antropogénicos sobre el paisaje (Liu y Cameron, 2001; Manson 2003). De las métricas empleadas, la dimensión

fractal es el índice más utilizado como medida de disturbio humano sobre el paisaje ya que proporciona una medida cuantitativa para evaluar la complejidad de la forma de los parches. Por ejemplo, las áreas de coberturas naturales tienen tendencia de tener formas complejas con valores altos de dimensión fractal, mientras que las áreas con coberturas culturales tienen tendencia a tener formas sencillas y valores bajos de dimensión fractal (Krummel *et al.*, 1987; McGarigal y Marks, 1994).

En México existen pocos trabajos que comparen la utilidad práctica y robustez de indicadores del paisaje, en ecosistemas costeros. Dentro de estos trabajos se encuentran los realizados en el Laboratorio de Manejo Ambiental sobre los paisajes costeros de Sinaloa y Nayarit (Acosta-Velázquez, 2003; Berlanga-Robles, 2006) en los cuales se incorporan elementos importantes de ecología del paisaje. La base para desarrollar este tipo de análisis, incorporando medidas cuantitativas de los patrones espaciales, son los polígonos resultantes de los mapas temáticos o en los productos derivados del procesamiento de los datos de imágenes satelitales (Frohn, 1998), mismos que al transportarse a un formato digital, permite el análisis de grandes extensiones de territorio.

Aplicaciones de Percepción Remota y S. I. G. en Estudios de Manglar

La percepción remota (PR) se define como la ciencia ó técnica que permite el análisis visual y digital de objetos, áreas, o fenómenos que se encuentran sobre las superficies acuáticas y terrestres de la Tierra, utilizando imágenes obtenidas desde una perspectiva elevada que emplean la radiación electromagnética reflejada o emitida (luz, calor, ondas de radio) para detectar procesar e interpretar las características de dichos objetos a distancia. Engloba también su tratamiento posterior, en el contexto de una determinada aplicación (Campbell, 1996; Chuvieco, 1996; Sabins, 1996; Lillesand y Kiefer 2004).

A través del uso de satélites la utilización de esta técnica, ha tenido un importante desarrollo en las últimas tres décadas, con una amplia gama de aplicaciones

para el conocimiento y manejo de los recursos naturales. El 23 de julio de 1972 fue puesto en orbita el primer satélite de la serie ERTS (Earth Resources Technology Satellite), denominada Landsat a partir del lanzamiento del segundo satélite en 1975. Los primeros satélites de la serie contaban con un sensor de barrido multiespectral denominado Escáner Multiespectral (MSS por sus siglas en inglés), el cual registraba seis líneas simultáneas con cada oscilación de su espejo. La radiancia, definida como el total de energía radiada por unidad de área y por ángulo sólido de medida (Chuvieco 1996), recibida por el sistema focal se trasmitía a un sistema óptico que la descomponía en cuatro bandas (Cuadro 1) y la enviaba a distintos detectores. Una escena adquirida por este sensor comprendía un área de 34 000 km^2 de barrido con una resolución espacial de 80 m (amplitud de cada píxel (FAO, 1992).

Los satélites Landsat 4 y 5 fueron lanzados respectivamente, en julio de 1982 y marzo de 1984, equipados con un sensor MSS mejorado y un sensor Mapeador Temático (TM por sus siglas en inglés), especialmente diseñados para la generación de cartografía temática. Este sensor de barrido multiespectral aumenta el número de detectores de 24 a 100 (Chuvieco, 1990), por lo que la resolución espectral paso de cuatro a siete bandas espectrales (Cuadro 1); a la vez que aumento la resolución espacial a 30 m por píxel, salvo en la banda del infrarrojo térmico, donde es de 120 m. El satélite Landsat 5, que inició operaciones en 1984 con una expectativa de vida de aproximadamente tres años, ha continuado adquiriendo imágenes hasta fechas recientes, a pesar de que a lo largo de los años 2005 y 2006 ha tenido problemas técnicos que han hecho irregular la captura de imágenes (http://landsat.usgs.gov/project_facts/project_news/2006.php).

El satélite Landsat-7, fue lanzado en abril de 1999, este satélite trabaja con el sensor mapper temático mejorado (ETM+ por sus siglas en ingles), es un sensor pasivo que mide la radiación solar reflejada o emitida por la superficie de la tierra. Cuenta con ocho bandas sensibles a diversas longitudes de onda de la radiación visible e infrarroja (Cuadro 1). Una escena de ETM+ tiene un campo visual de 30 metros por pixel en las bandas 1-5 y 7, mientras que la banda 6 tiene 60 metros por pixel y la nueva banda 8 con

características de imágenes pancromáticas, contando con una resolución de 15 metros por lado (NASA, 2005). Desafortunadamente el ETM+ presentó problemas a partir de mayo del 2003 y si bien sigue registrando datos, estos contienen una serie de errores que limitan la utilidad de las imágenes http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/landsat7.html.

Cuadro 1. Características de imágenes obtenidas con diferentes sensores de la serie de satélites Landsat (1-7)

Sensor	Banda	Resolución espectral (μm)	División del espectro	Resolución (m)
MSS	1	0.50-0.60	verde	80
MSS	2	0.60-0.70	rojo	80
MSS	3	0.70-0.80	infrarrojo cercano	80
MSS	4	0.80-1.10	infrarrojo cercano	80
TM	1	0.45-0.52	azul	30
TM	2	0.52-0.60	verde	30
TM	3	0.63-0.69	rojo	30
TM	4	0.76-0.90	infrarrojo cercano	30
TM	5	1.55-1.75	infrarrojo medio	30
TM	6	10.4-12.5	infrarrojo térmico	120
TM	7	2.08-2.35	infrarrojo medio	30
ETM+	1	0.45-0.515	azul	30
ETM+	2	0.525-605	verde	30
ETM+	3	0.63-0.690	rojo	30
ETM+	4	0.75-0.90	infrarrojo cercano	30
ETM+	5	1.55-1.75	infrarrojo medio	30
ETM+	6	10.40-12.5	infrarrojo térmico	60
ETM+	7	2.09-2.35	infrarrojo medio	30
ETM+	pan	0.52-0.90	pancromático	15

Una de las ventajas de las imágenes de satélite es su capacidad para registrar datos multiespectrales, que le confieren ventaja sobre el ojo humano. Cada imagen está compuesta por varias "bandas", que no son más que diferentes registros de la energía reflejada por una misma zona de la superficie terrestre en diferentes intervalos de longitud de onda.

Las características asociadas con diferentes intervalos de longitud de onda de la radiación electromagnética ha permitido su organización en el denominado espectro electromagnético, que comprende desde ondas o radiación con la menor longitud de

onda corta como los rayos gamma y rayos X, pasando por la longitud de onda que corresponde al espectro visible (azul-verde y rojo) hasta las microondas (Cuadro 2). En función de la capacidad de esta radiación para alcanzar la superficie terrestre y ser reflejada por los distintos objetos y componentes que en ella se encuentran, es posible generar imágenes que corresponden a un sector del espectro, asignándose el nombre en función de la banda del espectro que comprenden, por ejemplo, azul-verde, verde, rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo lejano, infrarrojo térmico, microondas (radar).

La combinación o superposición de todas estas bandas entre sí ofrece mayor información al usuario que una simple fotografía, ya que muchos fenómenos como las enfermedades de las plantas, las clasificaciones por tipos de cultivo y otros, son detectados más fácilmente con la ayuda de imágenes con bandas espectrales que no son accesibles al ojo humano (Chuvieco, 1996).

Cuadro 2. Principales divisiones del espectro electromagnético

División	Límites
Rayos gamma	< 0.1 nm
Rayos X	0.1 - 10 nm
Radiación ultravioleta	15 - 380 nm
Visible	0.38 - 0.78μm
Infrarrojo cercano	0.72 – 2.5μm
Infrarrojo mediano	2.5 - 50 μm
Infrarrojo lejano	50 - 1000 μm (1 mm)
Microonda	1 mm - 0.3 m
Radio	≥ 0.3 m

El uso de las diferentes longitudes de onda en percepción remota depende de las necesidades y aplicaciones del usuario, siendo característico el uso del espectro visible e infrarrojos, para la evaluación de coberturas terrestres, particularmente vegetación y suelos (Southworth *et al.*, 2004; Ruiz-Luna *et al.*, 2002), para la detección de puntos de calor, incendios (Jiménez-Rosenberg *et al.*, 2004) o para evaluar calidad de agua (Kuo y Talay, 1979; López García y Caselles, 1990), mientras que longitudes mayores de onda,

como las de radar, tienen aplicación en hidrología (Schott, 1979; Wilson y Anderson, 1984).

Por otra parte los sistemas informáticos conocidos como Sistemas de Información Geográfica o SIG (GIS por sus siglas en inglés) se definen como el conjunto de hardware y software integrados, que permiten introducir, almacenar, manipular y presentar datos en el que todos los objetos tienen una localización geográfica precisa. Aparte de la localización geográfica, la base de datos también contiene numerosos atributos que sirven para distinguir un objeto de otro e información sobre las formas de relación entre ellos (FAO, 1992; Goodchild, 1995).

Los primeros Sistemas de Información Geográfica fueron desarrollados a mediados de los años 60's por agencias gubernamentales en Canadá y EUA, como una respuesta urgente a la necesidad de reconocer el medio ambiente y el uso de los recursos naturales. Estos sistemas se caracterizan por la acumulación y uso de un grupo de datos a escala local, regional y ocasionalmente mundial (FAO, 1992).

Para que un sistema pueda ser considerado como de Información Geográfica, debe contar con las siguientes características: tener la capacidad para manejar grandes bases de datos con referencia espacial, así como la eficiencia y flexibilidad en el manejo de datos de tal manera que pueda ser interactivo con el usuario, además de contar con un mínimo de técnicas estadísticas para procesar y valorar los datos, de naturaleza tanto espacial como no espacial, representados en diferentes formatos aceptados por tales sistemas (FAO, 1992).

Esta tecnología aumenta las posibilidades de describir, explicar y predecir modelos y procesos espaciales, por ejemplo; los cambios en series cronológicas pueden observarse con prontitud y los cálculos estadísticos correspondientes se pueden cuantificar, lo que permite hacer proyecciones para el futuro (FAO, 1992).

La evaluación de los humedales bajo la perspectiva de la Ecología del paisaje implica el seguimiento de variables ambientales en intervalos de tiempo y espacio. En este sentido, las técnicas de percepción remota y los sistemas de información geográfica (SIG) permiten dar seguimiento a indicadores ambientales a un nivel de paisaje, tales

como los cambios en el tamaño y la forma de los hábitats costeros y de las coberturas vegetales, que puedan tener relación con la biodiversidad y condición de los ambientes costeros. Un beneficio significativo de estas técnicas es la capacidad de recolectar, estructurar y analizar la información relevante para el manejo costero (Klemas, 2001).

El uso de las técnicas de PR y SIG para la detección de los cambios en los hábitats costeros es importante, ya que aportan información que permite la actualización y sistematización en los inventarios de los recursos naturales, de manera periódica y a un costo relativamente bajo, una vez que se cuenta con la infraestructura básica necesaria. Esta información es una de las condiciones iniciales para el desarrollo de planes de manejo, conservación y preservación de los recursos naturales que sustentan estos ecosistemas.

En lo que respecta al estudio de manglares con percepción remota se han utilizado una variedad de sensores han sido utilizados (NOAHH AVHRR, IRS-1B, LISS-II, Landsat y Spot XS y algunos sistemas de radar como JERS-1, ERS-1 y RADARSAT, fotografía aérea infrarroja a color y blanco y negro) siendo los satélites Landsat y SPOT los más utilizados debido a los costos relativamente bajos con relación a su cobertura espacial. Las principales técnicas de procesamiento de imágenes de satélite empleadas, son la interpretación visual, la clasificación automatizada (supervisada y no supervisada) y la estimación de índices de vegetación, entre otros. Por lo general la elección de un sistema de satélite depende sobre todo de los objetivos del estudio y el presupuesto (Green *et al.*, 1998).

La aplicación de la percepción remota en el estudio de manglar se divide en tres categorías principales, a) mapeo e inventario de manglar, en el cual el producto final es un mapa de la cobertura de manglar, ocasionalmente con información cuantitativa suplementaria como tamaño del árbol (Gray *et al.* 1990; Monzalvo, 2006); b) detección de cambios particularmente usado en el monitoreo o disminución de manglar, tanto por efecto de actividades naturales como por actividades antropogénicas como la acuicultura (Biña *et al.* 1980; Loubersac *et al.* 1990; Ruiz y Berlanga, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; Alonso-Pérez *et al.* 2003) y c) finalmente se aplica en la evaluación de

sitios para la acuicultura e inventario de estanques acuícolas en bosques de manglar, con lo cual ha sido posible al monitorear la actividad acuícola y seleccionar áreas sustentables para nuevos sitios. Estudios como los de Loubersac *et al.* (1990) proponen que el monitoreo de la actividad acuícola permite medir el número de estanques. Kapetsky *et al.* (1987, 1990) utilizaron criterios derivados de percepción remota como el grado de resguardo, profundidad del agua y distancia del mercado, que posteriormente fueron analizados para seleccionar nuevos sitios convenientes para la acuacultura de camarón en el Golfo de Nicoya, Costa Rica.

Green *et al.*(1997a,b, 1998) realizaron un estudio del manglar en las islas caribeñas Turks y Caicos, Reino Unido, en las que analizaron esta cobertura usando 5 métodos (interpretación visual, clasificación no supervisada y supervisada, índices de vegetación y cociente de bandas), utilizados comúnmente para clasificar los manglares con datos de percepción remota, utilizando imágenes Landsat TM, SPOT XS y CASI. Los resultados indicaron que las imágenes de SPOT XS no permiten discriminar con precisión la vegetación de manglar presente en el área de estudio a diferencia de las imágenes Landsat TM que tienen una mejor resolución espectral. Se recomienda además el uso de imágenes aéreas, que en conjunto presentaron altos valores de exactitud (92-96%) y la aplicación de análisis de componentes principales y cocientes de bandas a la clasificación para generar mayores valores de exactitud.

Por lo que respecta a México, uno de los primeros estudios que evaluaron la distribución y composición de manglar con aplicaciones de PR, fue el efectuado por De la Lanza *et al.*, (1993), en la Laguna de Términos, Campeche. Para este estudio utilizaron una imagen Landsat MSS, cuya resolución original es de 80m por píxel, y se concluye que existe un predominio de *Laguncularia racemosa* con *Avicennia germinans* en el área de influencia dulceacuícola y que *Rhizophora mangle* se presenta de manera irregular en bandas estrechas en el sistema lagunar.

En esta misma laguna, Mas (1997) compara la eficiencia de seis técnicas para detectar cambios en su cobertura terrestre usando imágenes de satélite del sensor MSS de 1974 y 1992, encontrando que la mayor eficiencia de clasificación se logra mediante

el uso de la técnica de comparación post-clasificatoria, avalada por la alta exactitud lograda tanto en la clasificación de 1974 como en la de 1992. Afirma además que la tasa de deforestación fue del 5% anual de 1986-1991 y enfatiza que tanto la deforestación como la fragmentación de hábitat tiene consecuencias en la riqueza biológica del lugar.

En lo que respecta al Pacífico y particularmente a la zona noroeste de la República mexicana, diversos estudios han caracterizado la cobertura de manglar, destacando por ser de los iniciales, el de Ramírez *et al.* (1997) quienes evaluaron la cobertura de manglar y el espejo de agua del estero de Urías, en Mazatlán, Sinaloa, durante un periodo de 23 años utilizando imágenes Landsat y cartografía del INEGI. Estos autores encontraron que dichas coberturas no han sido afectadas por el crecimiento de la ciudad, pero consideran que el impacto podría haberse dado sobre la estructura y funcionalidad del estero en mención.

Berlanga *et al.*, (1997) estimaron que en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, la superficie agrícola y los suelos han crecido en detrimento de la vegetación de manglar y la selva baja en un lapso de 24 años. Para ese mismo sitio, Ruiz y Berlanga (1999) hacen notar que además de la actividad agrícola, la camaronicultura es otra actividad que está modificando el paisaje y disminuyendo la productividad natural de este sistema entorno, con un alto grado de fragmentación en sus coberturas vegetales; enfatizan la necesidad de frenar los efectos de estas actividades para así lograr el desarrollo sustentable de la región. De igual manera, Berlanga-Robles (1999) evaluó la tendencia de cambios en la extensión de las lagunas y esteros, así como los patrones de cobertura y estructura vegetal del terreno, del sistema Laguna Grande, Agua Grande Teacapán, Sinaloa, mediante comparaciones post-clasificatorias y el uso del índice normalizado de vegetación (NDVI) de cuatro sub-escenas de las imágenes de satélite Landsat de los años 1973, 1986, 1990 y 1997. Observó que la cobertura de manglar en el sistema es de 16,316 ha y se mantiene casi constante con una tasa de deforestación anual de 0.31%.

Con relación a los sistemas de información geográfica, su uso es cada vez más frecuente y regularmente se asocia con técnicas de percepción remota para analizar

cambios en los sistemas costeros. Los primeros estudios relacionados con la aplicación de SIG a problemas costeros, se dieron en boletines e informes académicos y gubernamentales de mediados de 1970, donde se manifiesta el interés por aplicar SIG a la zona costera, aún cuando la tecnología de los SIG todavía no era muy conocida (Ellis, 1972; Eberhart, 1980; Eberhart y Dolan, 1980; Fricker y Forbes, 1988; Bartlett 1993). La utilización de los SIG en estudios de humedales se han realizado en diversas áreas del conocimiento orientadas hacia la conservación y generación de planes de manejo (Gosselink *et al.*, 1990; Angermeier *et al.*, 1991; Musacchio *et al.*, 2001), hacia temas relacionados con la geología y calidad de agua (Turner., 1990; Welch *et al.* 1988), análisis de patrones de paisaje (Gosselink *et al.*, 1990; Liu y Cameron 2001) e impactos antropogénicos (Aguilar-Manjarrez., 1993; Hawbaker *et al.*, 2004; Guerra-Martínez *et al.*, 2005).

Como ejemplo de las aplicaciones de los SIG en humedales, está el trabajo de Gosselink *et al* (1990) en el que utilizando métricas del paisaje y fotografía aérea miden, la acumulación de efectos en el Río Tensas Lousiana, para el diseño de planes de conservación. Por su parte, Welch *et al.* (1988), evaluaron la calidad de agua de la cuenca Santee-Cooper de Carolina del Sur E.U.A. utilizando fotografía aéreas infrarrojas y sistemas de información geográfica, mientras que Gosselink *et al* (1990) evaluaron, los efectos generados por impactos antropogénicos en el Río Tensas Lousiana, E.U.A. utilizando Métricas del paisaje, fotografías aéreas y sistemas de información geográfica GIS, con el objetivo de desarrollar planes de conservación.

De igual manera Musacchio *et al.* (2001) evaluaron los planes de manejo y políticas para la conservación de humedales en Texas, E.U.A. utilizando un modelo basado en un sistema de información geográfica, evaluando planes de manejo basados en políticas alternativas de 2003-2009. Otros trabajos destacados son los realizados por Liu y Cameron (2001), que analizaron los patrones espaciales del paisaje en los humedales costeros de la bahía de Galveston, Texas E.U.A. utilizando sistemas de información geográfica y métricas del paisaje, así como el desarrollado por Guerra-Martínez *et al.* (2005), quienes identificaron y cuantificaron la variación espacial de los

tipos de vegetación y usos de suelo en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centra, Tabasco durante 1990-2000. Para ello utilizaron SIG e imágenes de satélite Landsat MSS 1992 y ETM 2000. Los cambios encontrados se relacionaron con la presencia de carreteras pavimentadas, localidades y canales. La utilización de este tipo de herramientas ha permitido la evaluación de los cambios en humedales costeros alrededor del mundo, permitiendo la generación de información a partir de la utilización de imágenes de satélite como una capa más y datos georreferenciados en forma rápida y fácil.

Estudios sobre Humedales en Nayarit.

Por la importancia de la zona de estudio, que forma parte del sistema de humedales Teacapán – Agua Brava – Marismas Nacionales (TABMN), se han desarrollado numerosas investigaciones, orientadas para concretar objetivos y fines diversos. El sistema TABMN es considerado el bosque de mangle más extenso del Pacífico Mexicano y ha sido calificado como área prioritaria para conservación, al formar parte del listado de humedales de importancia internacional reconocidos por la convención de Ramsar a partir de 1995. También es un sitio reconocido como área de importancia para la conservación de aves (AICAS), así como por organizaciones conservacionistas internacionales como WWF y NAWCA.

El sistema ha estado expuesto a diversos impactos tanto de origen natural como antropogénico, destacando como algunos de los agentes perturbadores más significativos, la apertura del canal de Cuautla en 1972, el paso de los huracanes Rosa en 1994 y Kenna en 2002, así como el desarrollo de la camaronicultura en las dos últimas décadas. Cada uno de estos eventos ha provocado de manera individual y conjunta, cambios en la estructura y dinámica del bosque de manglar, los cuales han sido analizados en diversos estudios.

También dentro de Marismas Nacionales Pantoja *et al.* (1991) reportaron una superficie afectada de 28.8 km² de cobertura de manglar entre 1980 y 1991, evaluado mediante un estudio multitemporal con imágenes de satélite y cartografía. Se calculó una tasa de deforestación de manglar de 2.38% en el sistema. Por su parte, Flores-Verdugo (1992), estimó una mortalidad de 600 ha de manglar en el complejo lagunar Teacapán-Agua Brava, adjudicando este deterioro a la construcción de la carretera Novillero-Pericos, la cual interrumpe los canales de marea.

Ramírez-García *et al.* (1998) estimaron la superficie y los cambios en la cobertura vegetal de la desembocadura del río Santiago utilizando una imagen Landsat TM de 1993, cartas de uso de suelo y topografía de 1970 y fotografía aérea de 1973. Estimaron que la cobertura de manglar ocupa una superficie de 700 ha. Por su parte, Kovacs (1999) realizó una evaluación a nivel local en el área de Teacapán-Agua Brava sobre los posibles usos que le dan los lugareños al manglar, encontrando que *Rhizophora mangle* fue la especie preferida para la construcción, como recurso medicinal y en la obtención de taninos, mientras que *Laguncularia racemosa* fue la especie que más se utiliza como leña y en la producción de sal. También, Kovacs *et al.* (2001a, 2001b, 2005) estudiaron el sistema por medio de percepción remota con imágenes Landsat TM (1986, 1999) y reportaron un área total de 487 km² de manglares para 1999, mientras que en 1986 el área total de manglar fue de 474 km². Con ayuda de un modelo de regresión estudiaron los efectos causados en 1994 por el huracán Rosa sobre el bosque de manglar en la zona de Teacapán-Agua Brava, por medio de valores de índices de vegetación (LAI, NDVI).

Con relación al presente estudio, en el Laboratorio de Manejo Ambiental del CIAD, institución dentro de la cual se desarrolló el presente estudio, se han efectuado diversos trabajos sobre cambios en el paisaje costero del estado de Nayarit, a partir del procesamiento digital de series históricas de imágenes Landsat. Los cuales son antecedentes directos, destacando a la cobertura de manglar como una de las categorías a evaluar por medio de percepción remota.

El primero de estos trabajos fue desarrollado por Páez-Brito (2000), quien evaluó los cambios del paisaje del sistema estuarino de San Blas Nayarit, estimando la superficie ocupada por diferentes coberturas mediante la evaluación multitemporal de imágenes Landsat (1973-1992). Los resultados obtenidos señalan que hubo un incremento en la clase agrícola de 210.6 ha/año y una reducción de 27.7 ha/año de la clase manglar, producto de la deforestación y el asolvamiento de los ecosistemas lagunar - estuarinos. Un trabajo más completo sobre esta zona fue desarrollado posteriormente por Berlanga y Ruiz (2006)

Por otra parte, Acosta-Velázquez (2003) estudió las condiciones recientes del manglar, así como sus tendencias de cambio en la zona de Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales por medio de imágenes Landsat (1990-2000) y métricas del paisaje. Los resultados obtenidos señalan que el sistema se conformo de 8381 parches con un área promedio de 73 ha, dimensión fractal de 1.14 además una tasa de deforestación media anual del 1.48%. Estos resultados indican paisajes fragmentados con impactos antropogénicos y resulta el antecedente más directo para el presente trabajo.

Para una región similar, Berlanga-Robles (2006), analizó las tendencias de cambio del manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava a través de análisis multitemporales con imágenes Landsat de 1973, 1986,1990 y 2000. Obtuvo mapas temáticos con exactitudes totales de 82 al 94% y Kappa de 0.77 a 0.93, obteniendo una tasa de deforestación media anual, para el periodo de estudio (1973-2000) de 0.64%. Se analizaron también los impactos sobre los patrones espaciales de los humedales, con métricas del paisaje, encontrando una gran cantidad de parches pequeños con bajo grado de agregación, además de una disminución de la cobertura de manglar siguiendo un patrón que ha provocado la fragmentación del bosque por perforación y disipación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La zona de estudio está comprendida dentro de los límites municipales de Tecuala y Santiago Ixcuintla, en el estado de Nayarit. Esta entidad estatal se localiza al noroeste de la zona central de México, colindando al norte con los Estados de Durango y Sinaloa, al sur con Jalisco, al este con los Estados de Durango, Zacatecas y Jalisco, y al oeste con el Océano Pacífico. Tiene una superficie total aproximada de 27,864 km², lo que representa aproximadamente el 1.5% del territorio nacional. Del total de la superficie de Nayarit, menos del 10% corresponden a la zona costera, misma que cuenta con una extensión de 289 km de línea de costa.

Los municipios objeto del presente, Tecuala y Santiago Ixcuintla, se localizan en la región norte del estado (Fig. 1), colindando al norte con Sinaloa y el municipio de Acaponeta, al este con los municipios de Rosamorada, Ruiz y Tuxpan; al sur con San Blas y Tepic (INEGI, 1994).

La región estudiada queda comprendida entre los 24° 96' y 42° 19' de latitud norte y los 45° 56' y 23° 90' de longitud oeste, sin embargo para los fines del presente trabajo se usó el sistema Universal Transverso de Mercator, por lo que futuras referencias a las coordenadas son presentadas como unidades UTM, que equivalen aproximadamente a metros.

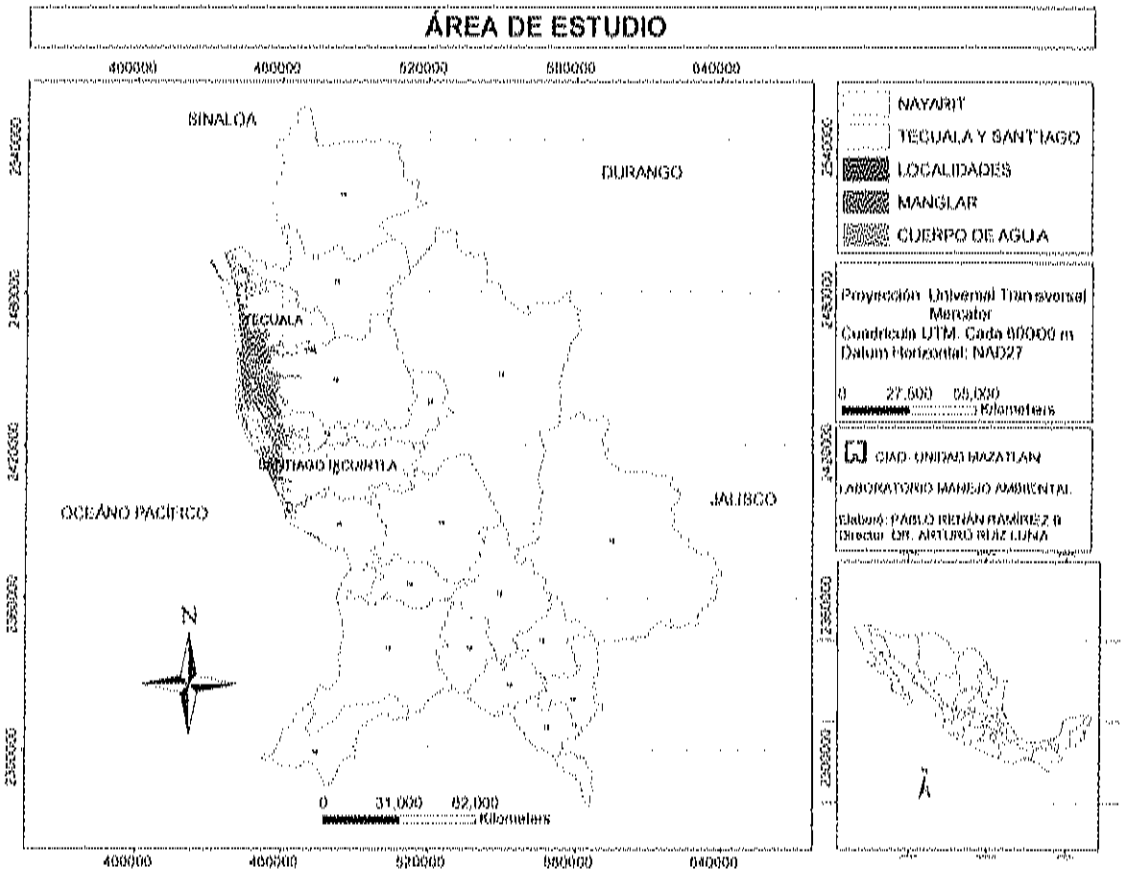

Fig. 1. División política del estado de Nayarit y localización de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla.

El municipio de Santiago Ixcuintla tiene una superficie total aproximada de 1830 km^2, una población total de 94.979, una población económicamente activa de 33 228, presenta un nivel medio de marginación y 6.33 de grado de escolaridad. Su cabecera municipal es la ciudad de Santiago Ixcuintla, la cual cuenta con una población 17,950 habitantes (IRIS 2000). Por otra parte, el municipio de Tecuala tiene una superficie de 1 137 km y una población total de 42 237 habitantes, un grado de escolaridad de 6.45, una población económicamente activa de 11 956 y presenta un bajo nivel de marginación. La cabecera municipal es la ciudad de Tecuala que cuenta con una población de 14 584 habitantes (IRIS, 2000). Estos municipios que conforman el área de estudio, son parte de los municipios que concentran la mayor cantidad de tierra agrícola, siendo la agricultura

esto de acuerdo al tipo de cultivo que se practica, los cuales son cíclicos o anuales, los cultivos mas trascendentes son el fríjol, el sorgo y el tabaco por su valor económico, pero se produce también maíz, chile verde y seco, arroz, sandía, jitomate entre varios más (INEGI, 1995).

Fisiográficamente el área se ubica en la región hidrológica Presidio-San Pedro (RH11). De acuerdo a la Carta Estatal Fisiográfica (SSP, 1986), la parte costera del área de estudio se ubica en la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico, en la subprovincia Delta del Río Grande de Santiago sobre las tierras del sistema de paisajes de la llanura deltaica. Por la parte serrana, está comprendida dentro de la subprovincia del Eje Neovolcánico con lomeríos suaves con suelos residuales asociados con llanos.

El clima en la región es del tipo A(c)w1(w) corresponde al cálido subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual en la zona es de 26 a 28° C con precipitación anual de 1033 a 1459 mm. El mes más frío se presenta en febrero con una temperatura de 10° C y el más cálido en agosto con 40° C y se presentan dos periodos de humedad, uno de octubre a mayo y el otro de junio a septiembre (INEGI, 1994).

El régimen hidrológico está determinado por los escurrimientos pluviales y por las mareas, lo que crea condiciones propicias para el desarrollo de una gran diversidad de flora y fauna silvestres, tanto terrestre como acuática. En la región se puede encontrar manglar y vegetación de dunas costeras; el primer tipo de vegetación se desarrolla sobre suelos aluviales con influencia marina y escurrimientos fluviales , teniéndose registro de las cuatro especies conocidas en el país: *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Conocarpus erecta*. Otros tipos de vegetación presentes en la zona son los denominados selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, vegetación halófita y popal (INEGI, 1995).

Análisis de las Imágenes

Para evaluar la extensión y distribución de la cobertura de manglar en la zona de estudio se realizó un análisis multitemporal de imágenes del satélite Landsat para cinco fechas. Los límites municipales de Tecuala y Santiago Ixcuintla fueron digitalizados a partir de los croquis municipales (1:100,000, INEGI, 2000) y con base en ellos se editaron todas las escenas para su posterior clasificación.

En primer término se utilizaron imágenes del sensor MSS para 1973 y 1986 también se incluyen dos fechas para el sensor TM (1990 y 2005) y una imagen del año 2000 registrada con el sensor ETM+. Las escenas corresponden a las coordenadas (path-row) 31-44, 31-45 y 30-45, del sistema WRS-2, habiéndose proyectado al sistema UTM, en la zona 13 norte, con el datum NAD27, comprendiendo un periodo de 32 años.

Existen diferencias en las características de las imágenes correspondientes a los diferentes sensores, las que intentaron minimizarse al aplicar un análisis multitemporal post-clasificatorio, en donde las escenas son clasificadas de manera independiente y sólo se comparan los resultados finales. Las imágenes adquiridas por el sensor MSS (Multispectral scanner) tienen la menor resolución espacial (80m) y espectral, contando con cuatro bandas dentro del espectro electromagnético: la banda 1 corresponde al color verde (0.5-0.6 μm), banda 2 corresponde al rojo (0.6-0.7 μm), las bandas 3 y 4 para infrarrojo cercano (0.7-0.8 y 0.8-1.1 μm). Es importante mencionar que las imágenes MSS utilizadas en el presente estudio fueron corregidas geométricamente por los proveedores (North America Landscape Characterization Program, NALC), proporcionándolas con píxeles corregidos geométricamente con una resolución de 60 m.

Las imágenes adquiridas con el sensor TM (Thematic mapper) del satélite LANDSAT 5, y con el sensor ETM+ (Enhanced thematic mapper plus), tienen características similares entre sí, contando con 7 bandas dentro del espectro electromagnético, lo cual las hace tener una mayor resolución espectral con respecto a

MSS y otros satélites como el europeo SPOT. La banda 1 corresponde al azul (0.45-0.52 μm), la banda 2 al verde (0.52-0.60 μm) y la banda 3 al rojo (0.63-0.69 μm)), la banda 4 al infrarrojo cercano (0.76-0.90 μm), las bandas 5 y 7 al infrarrojo medio (1.55-1.75 y 2.08-2.35 μm, respectivamente) y la banda 6 que esta asignada al infrarrojo lejano o térmico (10.4-12.5 μm). Esta última banda no fue utilizada para el análisis. La diferencia principal entre TM y ETM+ es la resolución de la banda 6 que pasa de 120 a 60 m, además de que este último sensor cuenta con una banda adicional con características pancromáticas, con resolución espacial de 15 m. Las imágenes de las fechas requeridas para este análisis fueron obtenidas del banco de datos del Laboratorio de Manejo Ambiental del CIAD y sus principales características se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Fechas de registro y principales características de las imágenes utilizadas para la clasificación de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit

	1973			1986			1990			2000			2005		
Path/Row	31/44	31/45	30/45	31/44	31/45	30/45	31/44	31/45	30/45	31/44	31/45	30/45	31/44	31/45	30/45
Plataforma	Landsat						Landsat 5			Landsat 7			Landsat5		
Sensor	MSS			MSS			TM			ETM			TM		
Lineas	3847	3807	3842	3736	3877	3842	3736	3877	3842	7919	4180	8089	9327	9018	8322
Columnas	4068	4082	4065	5228	7333	4065	5228	7333	4065	7062	4180	7649	8401	8411	9060
X min (UTM)	290940	250002	414300	322988	265520	414300	322988	265520	414300	399566	374850	427557	300109	269451	427011
Xmax (UTM)	534860	482676	658140	471986	490015	658140	471986	490015	658140	536936	486525	647862	531035	491931	654165
Y min (UTM)	2447880	2364674	2287320	2489347	2291158	2287320	2489347	2291158	2287320	2449250	2368500	2292312	2451472	2290863	2291309
Y max (UTM)	2678640	2501675	2517780	2596483	2500148	2517780	2596483	2500148	2517780	2661119	2480473	2500534	2661197	2501138	2499554
(m)	60			60			30			30			30		
Resolucion espectral (μm)	banda 1 (0.5 - 0.6) banda 2 (0.6 - 0.7) banda 3 (0.7 - 0.8) banda 4 (0.8 - 0.11)						banda 1 (0.45 - 0.52) banda 2 (0.52 - 0.60) banda 3 (0.63 - 0.69) banda 4 (0.76 - 0.90) banda 5 (1.55 - 1.75) banda 7 (2.08 - 2.35)			banda 1 (0.45 - 0.52) banda 2 (0.52 - 0.60) banda 3 (0.63 - 0.69) banda 4 (0.76 - 0.90) banda 5 (1.55 - 1.75) banda 7 (2.08 - 2.35)			banda 1 (0.45 - 0.52) banda 2 (0.52 - 0.60) banda 3 (0.63 - 0.69) banda 4 (0.76 - 0.90) banda 5 (1.55 - 1.75) banda 7 (2.08 - 2.35)		
Fecha de registro	06-Mar	06-Abr	03-Feb	03-Oct	06-Abr	Abr-20	06-Abr	06-Abr	06-Abr	15-May	30-Abr	30-Oct	01-May	01-May	01-May

Las imágenes fueron clasificadas independientemente utilizando un método de clasificación supervisada, seleccionando campos de entrenamiento en pantalla, por digitalización directa sobre las áreas que el usuario identifica como las clases de cobertura o uso de suelo de su interés. En este caso, la zona de manglares. A partir de la obtención de los campos de entrenamiento, se genera la firma espectral, que representa

la forma de reflejar o emitir energía por parte de un determinado objeto o cubierta con características físicas o químicas específicas. Las firmas espectrales son la base para discriminar una cubierta de otra (Chuvieco, 1996).

Teniendo como base la firma espectral generada a partir de los campos de entrenamiento, se clasificó la escena completa a través del examen de los valores de reflectancia, utilizando un algoritmo de agregación que permite asignar una clase a cada píxel. Para este estudio fue utilizado el algoritmo de máxima verosimilitud, que separa las clases con base en una función de densidad de probabilidad, asociada a la firma correspondiente a un campo o serie de campos de entrenamiento (Eastman, 2003). Para el presente estudio los campos de entrenamiento generados correspondían en su totalidad al manglar, como categoría única.

Verificación de Exactitud de la Clasificación

Aunque se siguió el mismo procedimiento de clasificación para todas las imágenes, la validación de la clasificación con apoyo de datos de campo sólo fue posible para la fecha más reciente. El procesamiento digital de las imágenes se llevó a cabo utilizando el programa IDRISI Kilimanjaro de la Universidad de Clark, EUA.

Posteriormente, se estimó la exactitud de la clasificación contrastando puntos de prueba extraídos del mapa con datos de referencia obtenidos en las salidas de campo. Para tal efecto se seleccionaron 289 puntos de referencia por medio de un muestreo aleatorio. La exactitud de la clasificación se estimó con el procedimiento descrito por Congalton y Green (1999) que consiste en crear una matriz de error o de confusión a partir de datos de referencia y su correspondencia con la clasificación obtenida. La matriz de error es un arreglo cuadrado de un grupo de columnas y renglones que expresan el número de unidades de muestras estudiadas, asignadas a una clase o categoría particular en una clasificación con relación al número de unidades de muestra asignadas a la misma categoría pero en otra clasificación. En una matriz de error las

columnas usualmente representan los datos de referencia, mientras que los renglones indican la clasificación generada con datos de percepción remota. Esta matriz es una forma de representar la exactitud de un mapa en el sentido de que la exactitud de cada categoría está descrita por medio de los errores de comisión y omisión. El error de comisión sucede cuando se incluye un área dentro de una clase que no pertenece, en tanto que el error de omisión se presenta cuando se excluye un área de una clase cuando en realidad pertenece a ella (Congalton y Green, 1999).

Una vez definida la matriz de error, se calculó el coeficiente de exactitud global y un estimador del coeficiente de Kappa ($\hat{\kappa}$), además del error del usuario y del productor como indicadores del nivel de exactitud. La exactitud global se define como la sumatoria de la diagonal mayor, cuyas unidades corresponden a las coincidencias entre los puntos de control y las localidades de la clasificación, dividida entre el número total de unidades de la matriz de error. La exactitud global presenta valores entre cero (coincidencias nulas) y uno (coincidencia absoluta), representándose normalmente como porcentaje.

La exactitud del productor y del usuario son medidas individuales para cada categoría de la clasificación, obteniéndose la exactitud del productor como resultado de dividir las unidades correctamente clasificadas en una categoría dada, entre el número de unidades de muestra para esa categoría dentro de los datos de referencia (sumatoria de la columna de la categoría); en tanto que la del usuario se obtiene dividiendo las unidades correctamente clasificadas entre el número de unidades en la clasificación generada con datos de percepción remota (sumatoria del renglón de la categoría), siendo un porcentaje que indica la certeza con la que se puede utilizar un mapa. Como en el caso de la exactitud global, los valores de la exactitud del usuario y del productor se presentan como porcentaje.

El estimador para el coeficiente de Kappa ($\hat{\kappa}$) se deriva de una técnica discreta multivariada que determina estadísticamente si una matriz de error es significativamente diferente de otra. El coeficiente es una medida de la agregación o exactitud basada en las diferencias entre los datos de la clasificación y de referencia, y la exactitud de una

clasificación debida al azar (Congalton y Green, 1999; Richard y Jia, 1999). El índice $\hat{\kappa}$ toma valores que van de cero a uno, donde mientras más cercano a 1.0 sea el valor resultante, mejor será la clasificación obtenida con relación a una generada al azar (H_0).

La exactitud de la clasificación obtenida con $\hat{\kappa}$ fue evaluada con el estadístico Z, el cual consiste en una prueba de hipótesis (H_0: $K_1 = 0$ y H_1: $K_1 \neq 0$) que rechaza la hipótesis nula cuando $Z \geq Z\alpha/2$, donde $\alpha/2$ es el nivel de significancia en una prueba Z de dos extremos, cuando los grados de libertad son asumidos como infinito (Congalton y Green, 1999).

Para considerar como aceptable la clasificación se tomó como mínimo el 80% en la exactitud global y con base en los datos de la misma matriz se obtuvo el correspondiente estimador del coeficiente de Kappa, que está definido por la función:

$$\hat{K} = \frac{P\sum_i xii - \sum_j xi+x+j}{P2 - \sum xi+x+j}$$

En donde:

Si P es el número total de unidades de muestreo (puntos o campos de prueba) de la matriz de error y si:

X_{ii} es el valor de la clase i en el renglón i y representan unidades de muestreo correctamente clasificadas.

X_{jj} es el valor de la clase j en la columna j y representa unidades de muestreo correctamente clasificadas (diagonal de la matriz).

$xi+ = \sum xij$ (Sumatoria de todos los valores de las columnas en el renglón i), y

$x+j = \sum xij$ (Sumatoria de todos los valores de los renglones en la columna j),

entonces:

$xjj/x+j$ =exactitud del productor

$xii/xi+$ = exactitud del usuario

$$\sum_i xii/P = \text{exactitud total}$$

Detección de Cambios y Evaluación de Deforestación

Una vez que se verificó que la exactitud de la clasificación fue igual o superior al 80%, se consideró que el resultado representaba adecuadamente la distribución del manglar, por lo que se procedió a la estimación de las áreas de cobertura de manglar (ha) en cada escena clasificada para el periodo de estudio (1973-2005).

La evaluación del cambio se realizó a través de un análisis post-clasificatorio con matrices de detección de cambio que permite comparar dos mapas temáticos, producidos independientemente (Singh, 1989). La matriz de detección de cambios arroja un coeficiente de concordancia de Kappa (KIA) que evalúa simultáneamente la coincidencia total de las clasificaciones y la coincidencia de la clase. El KIA puede alcanzar valores de -1.0 que indica cambio total hasta 1.0 que indica cambio nulo, mientras que un valor de KIA igual a cero señala que los cambios ocurridos son debidos completamente al azar (Eastman, 1999). Este procedimiento es un auxiliar importante para la determinación de cambios a nivel espacial, ya que la imagen resultante incluye a los pixeles con coincidencias entre ambas fechas o mapas contrastados, que indican ausencia de cambio. También se incluyen los píxeles que aparecen en la imagen de referencia, pero no en la imagen con la que se compara, lo que corresponde a posibles pérdidas. De manera análoga, es posible definir cuales son los píxeles presentes en la imagen reciente y ausentes en la imagen de referencia, a través de lo cual es posible definir las posibles ganancias de cobertura.

Partiendo de la información anterior, se calculó la tasa de deforestación la cual es un indicador de presión sobre los recursos forestales y resulta un elemento esencial en la evaluación y diagnóstico del comportamiento de otras variables ambientales y socioeconómicas asociadas. Para ello se utilizó el modelo de estimación del proceso de

la deforestación (δn), calculándose de acuerdo con la ecuación utilizada por la FAO (1996). Esta tasa expresa el cambio en porcentaje de la superficie al inicio de cada año.

$$\delta n = \left[\frac{S_2}{S_1}\right]^{1/n} - 1$$

En donde:

δn = tasa de cambio (para expresar en %, hay que multiplicar por 100)

S_1 = superficie en la fecha 1,

S_2 = superficie en la fecha 2,

n = número de años entre las dos fechas.

Esta metodología es coherente y replicable para la evaluación y análisis de la dinámica del cambio de coberturas en México.

Caracterización de los Patrones de Fragmentación del Manglar

Una vez que se determinó la extensión de los manglares y se estimaron los indicadores de cambio y deforestación de esta cubierta, se analizaron las posibles relaciones entre las características espaciales de los manglares, es decir tamaño, forma y grado de agregación, con la condición de este cobertura vegetal. Para ello se hizo uso de indicadores conocidos como métricas del paisaje, las cuales permiten caracterizar los patrones espaciales y para este caso en particular, determinar si estos patrones se encuentran influenciados por las actividades socio-económicas aledañas.

La estimación de las métricas del paisaje se llevó a cabo con el programa Fragstat 3.3: *Spatial pattern program for quantifying landscape structure* desarrollado por McGarigal y Marks (1994), programa que genera estimados de distintas métricas a nivel de clase y paisaje utilizando un modelo simplificado de islas biogeográficas (McGarigal, 2002).

En el modelo simplificado de islas biogeográficas, el énfasis está en un solo tipo de parche, rodeados de una matriz uniforme o fondo neutro (background). El énfasis está explícitamente en la magnitud, carácter espacial, y distribución del tipo de parche focal sin considerar el papel de la matriz. La ventaja del modelo de isla es su simplicidad; es fácil de representar la estructura del paisaje en términos de parches focales que tiene gran contraste contra una matriz uniforme. La desventaja mayor de este modelo es que asume una matriz uniforme y neutral que en la mayoría de los casos del mundo real son simplificaciones drásticas de cómo los organismos actúan recíprocamente con modelos del paisaje (MacArthur y Wilson, 1967).

Este último procedimiento generó un mapa que permite la identificación de cada uno de los parches de manglar del sistema. Considerando las limitaciones de los mapas en formato raster (conformado por píxeles o celdas cuadradas) para representar la complejidad de parches pequeños, se consideró un umbral mínimo del tamaño de los parches de cuatro píxeles para la estimación de las métricas en cada nivel de análisis (Frohn, 1998). A fin de hacer comparativos los resultados entre fechas, todos los mapas fueron corregidos geométricamente para contar con una resolución de 30 m por píxel. Una vez ajustados, todos los parches menores de 0.36 ha (4 píxeles) fueron considerados como parte del fondo del mapa temático.

Por otro lado, tomando en cuenta que la resolución espacial de las imágenes utilizadas para la estimación de las métricas es de vital importancia, ya que la mayoría de las métricas son sensitivas a la escala en algún grado (Haines-Young y Chopping, 1996; Frohn, 1998; Manson *et al.*, 2003), a nivel de clase se estimaron las métricas más utilizadas para caracterizar fragmentación de bosque, entre otras, número y tamaño medio de parche y el índice de parche mayor. En general se adoptó una definición de fragmentación que incluye los efectos combinados de pérdida y rompimiento de hábitats (Jaeger 2000). Estos indicadores han sido empleados comúnmente como parte del análisis de patrón de paisaje, mientras que otros como el de cohesión de parche y división de paisaje han sido introducidos recientemente, mejorando los índices existentes.

Las métricas del paisaje empleadas en el presente estudio y que son algunos de los indicadores más utilizados para estudios de fragmentación (Andrén 1994; Schumaker 1996; Jaeger 2000), se describen a continuación:

Borde total. Es una medida absoluta de la longitud del borde total de un tipo de parche particular. En aplicaciones que involucren comparación de varios tamaños de paisaje, este índice no puede ser usado como densidad de borde. Cuando se comparan paisajes de idéntico tamaño, el borde total y la densidad de borde son completamente redundantes McGarigal y Marks 1995).

Dimensión fractal perímetro-área. Es una métrica que proporciona información sobre la irregularidad del borde de los parches, cuyos límites teóricos están entre 1.0 (relación perímetro/área baja; p.e. cuadrados) y 2.0 (relación perímetro/área alta; p.e. parches muy irregulares) indicando mayor complejidad (Hargis, *et al.* 1998). Es un indicador de la disponibilidad de ambientes de frontera que puede utilizarse para asignar funciones ecológicas a la forma de los parches, así como para detectar impactos de las actividades antropogénicas (McGarigal y Marks 1995).

Número de parches (NP). Un número de parches de un tipo particular es una simple medida de la magnitud de la subdivisión o fragmentación del tipo de parche. Aunque el número de parches en una clase puede ser fundamentalmente importante para un número de procesos ecológicos, frecuentemente tiene un valor interpretativo limitado por sí mismo, porque no lleva información acerca de área, distribución o densidad de parches (McGarigal y Marks, 1995). El número de parches es usado como un índice de fragmentación (Turner y Ruscher, 1988), donde un número de parches mayor indica mayor fragmentación.

Tamaño medio de parche (MPS). Este es un índice de fragmentación. Valores bajos en el MPS indican un mayor grado de fragmentación (Turner y Ruscher 1988).

Índice de parche mayor (LPI). Corresponde al porcentaje del área del paisaje total ocupado por el parche del tamaño más grande de la clase de interés (McGarigal y Marks 1995). A nivel de clase cuantifica el porcentaje del paisaje comprendido por el parche mayor, siendo una medida simple de dominancia.

Índice de cohesión de parche (PC). Cuando los parches de hábitat son confinados a píxeles aislados, PC logra sus valores mínimos (PC = 0), mientras PC alcanza el máximo (PC = 1) cuando un parche de hábitat equivale el paisaje. Altos valores de PC indican baja fragmentación. Schumaker (1996) encontró que PC tuvo una mayor correlación con poblaciones animales dispersas que otros índices de paisaje comúnmente aplicados.

División del paisaje (LD). Esta métrica está basada en la distribución acumulativa del área de parche y se interpreta como la probabilidad de escoger dos lugares al azar en el paisaje que no se sitúen en el mismo parche de la clase de interés (Jaeger 2000). Esto es, altos valores de LD indican aumento en la fragmentación.

Índice de partición (SPLIT). Está basado en la distribución de área de parche y se interpreta como el número efectivo de malla, o número de parches con un tamaño de parche constante cuando el tipo de parche correspondiente se subdivide en los parches de S, donde S es el valor del índice de partición. Adquiere valor de 1.0 cuando es un solo parche y se incrementa en función del número de parches. Es una métrica de fragmentación poco sensible a los efectos de la resolución de los datos (Saura 2004).

Tamaño efectivo de malla (MESH). Esta métrica está basada en la distribución del área de parche y se interpreta como el tamaño de los parches cuando el tipo del parche correspondiente se subdivide en los parches de S, siendo S es el valor del índice de partición. El tamaño efectivo de malla es redundante con el índice de División, es decir, ellos son inversamente correlacionados, ambas métricas son incluidas debido a las

diferencias en unidades e interpretación. La División se interpreta como una probabilidad, considerando que la Malla se da como un área.

Estos tres últimos indicadores de fragmentación están basados en el grado de coherencia que es definido como la probabilidad de que dos animales ubicados en dos áreas diferentes de un mismo paisaje puedan encontrarse (Jaeger 2000). Estos índices están diseñados para utilizarse en mapas binarios del modelo simplificado de islas biogeográficas, el programa Fragstat 3.3 permite su estimación a nivel clase con mapas de modelos de paisaje.

Impacto de actividades antropogénicas sobre la fragmentación

A fin de determinar el grado de asociación entre las actividades antropogénicas y la fragmentación de la cobertura de manglar, una vez que se generaron los mapas temáticos de esta cobertura y se evaluaron los indicadores de fragmentación, las imágenes resultantes se exportaron a formato vector para ser incorporadas al Sistema de Información Geográfica en plataforma de Arcview (v. 3.2). Cada uno de los mapas temáticos derivados del análisis de fragmentación, correspondiente a la cobertura de manglar de las cinco fechas analizadas, se utilizaron como capas independientes para el SIG. Aunado a lo anterior se adicionaron capas derivadas de otros proyectos afines o bien obtenidas a partir de bases de datos comerciales, digitalizadas en pantalla o con tableta digitalizadora, como es el caso de las capas correspondientes a las coberturas de origen antropogénico que pueden estar impactando la distribución y condición del manglar. Estas capas incluyen parte de la infraestructura de comunicación vial en el estado, las granjas acuícolas y los poblados.

Partiendo de lo anterior y considerando los lineamientos definidos por la normatividad ambiental vigente sobre manglar (NOM-022-SEMARNAT-2003), la cual establece que "se deberá dejar una franja de protección de 100 m (cien metros) como

mínimo, la cual se medirá a partir del límite del derecho de vía al límite de la comunidad vegetal, que garanticen su estabilidad, no se permitirán actividades productivas tales como granjas acuícolas intensiva o semi-intensiva, la construcción de infraestructura urbana, vías de comunicación, localidades, se generó una banda contigua a los límites de poblados, carreteras y granjas acuícolas, para determinar el posible impacto de la presencia de esta infraestructura y cambios de uso de suelo sobre la cobertura de manglar.

Dado que se pretendía determinar el impacto de la instalación de infraestructura sobre la conectividad del manglar independientemente si se cumplía con la normatividad, es decir el acatamiento de los 100 m de distancia a partir del límite de la cobertura vegetal, se generaron dos bandas consecutivas con amplitud de 50 m cada una, utilizando la herramienta "buffer" de ArcView, que en conjunto representan la distancia de 100m, manifestada en la normatividad.

Los polígonos o parches de manglar que en su totalidad cayeron dentro de las bandas de 50 m, fueron eliminados y el programa Fragstag fue corrido nuevamente con las imágenes resultantes, para determinar las posibles diferencias en los resultados, bajo la hipótesis de que la eliminación de los parches próximos a elementos de origen antropogénico no produce diferencias significativas en la estructura del manglar, vista ésta a través de los indicadores o métricas del paisaje.

Zonas con Potencial de Riesgo y Susceptibles de Restauración

Finalmente, los resultados de las fases anteriores se utilizaron para desarrollar un criterio de identificación de áreas con potencial de riesgo y susceptibles de restauración, (basado principalmente en las características de la fragmentación). Cabe señalarse que el término riesgo se utiliza aquí para indicar áreas con una reducción significativa en la superficie de manglar, con tendencia a su desaparición como elemento del paisaje.

En primer término, con los mapas de cobertura de manglar corregidos geográfica y geométricamente, con un error menor de 0.5 de píxel, a fin de que co-registraran adecuadamente entre si, se ubicaron los parches más representativos en función de su tamaño y localización. Para aislar dichos parches del resto se llevó a cabo una reclasificación, asignando el valor de cero a los parches no seleccionados.

Se determinó gráficamente la evolución de estos parches en el tiempo a fin de establecer si registraba pérdida o ganancia, por medio de un análisis conocido como tablas de contingencia. Cuando se detectó pérdida o fragmentación moderada de esos parches (< 25%), fueron seleccionados como áreas susceptibles de restauración ya que es posible incrementar su conectividad a través de un adecuado sistema de corredores, que pueden ser establecidos dentro de futuros planes de reforestación.

Por otro lado, las zonas con potencial de riesgo, fueron identificadas cuando los parches de las imágenes mas recientes presentaban una fragmentación o reducción igual o mayor al 25% de la superficie detectada respecto a las imágenes más antiguas. Asimismo se consideraron zonas con potencial de riesgo todas aquellas que por su cercanía a áreas con presencia de actividades antropogénicas, son susceptibles de incremento en los niveles de fragmentación. Una vez desarrollados estos mapas se incluyeron como una capa adicional e independiente dentro del SIG.

es significativamente mejor que una clasificación generada al azar (P>0.05, rechazando la hipótesis nula).

Considerando que los coeficientes de exactitud corresponden a una clasificación con concordancia elevada entre los datos de referencia y los resultantes de la clasificación, se asumió que los mapas temáticos generados representan adecuadamente la distribución de manglar en el área de estudio, por lo que se procedió a la estimación de su extensión, misma que alcanzó una superficie aproximada de 39,000 hectáreas de manglar para el año de 2005 (Fig. 2).

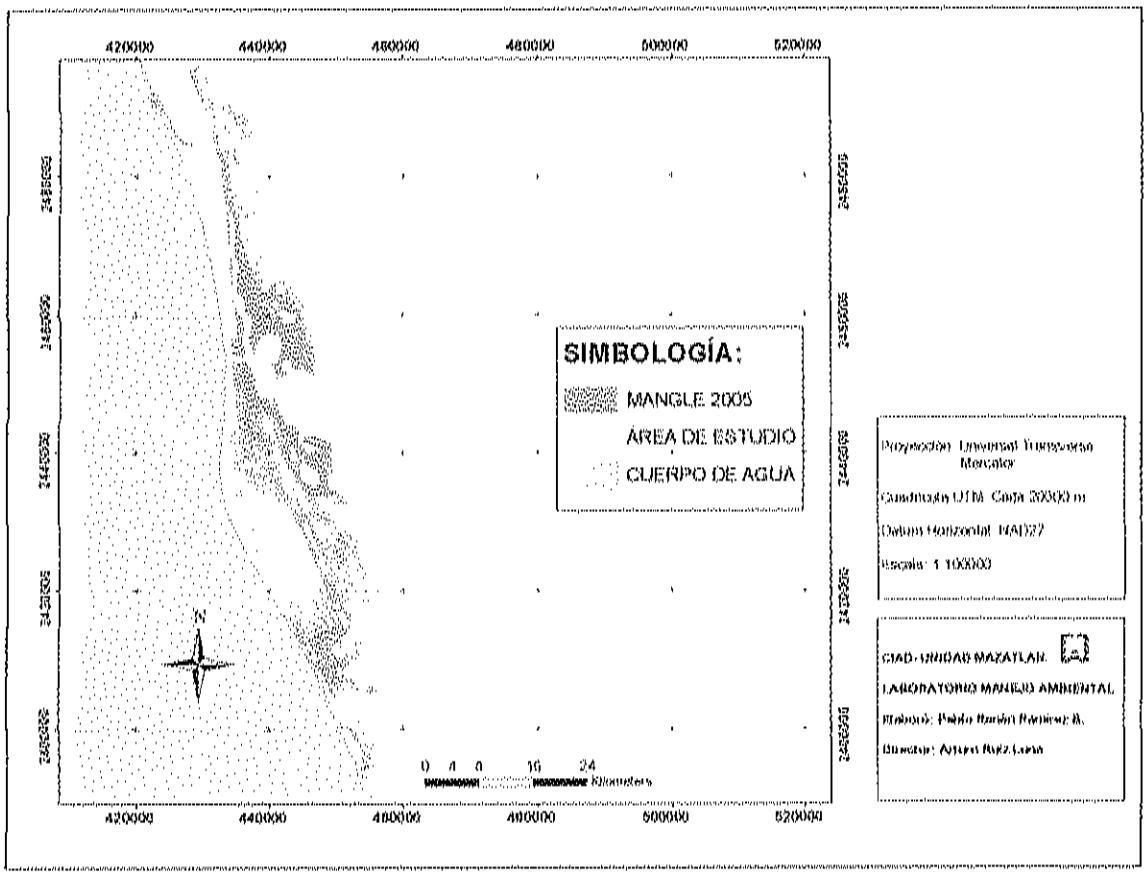

Figura 2. Mapa de la cobertura de manglar 2005.

Con los criterios ya señalados, se procedió a efectuar las clasificaciones para las fechas 2000, 1990, 1986, 1973, comprendidas dentro del periodo de estudio analizado. De esta manera, para el año 2000 se obtuvo un estimado de la cobertura de manglar, de

aproximadamente 40,500 hectáreas, es decir, alrededor de 1,500 ha más que en la fecha correspondiente a 2005.

Para las otras fechas, se obtuvieron estimados de aproximadamente 42,500 ha para 1990, de 47,000 ha en 1986, y una cobertura de manglar ligeramente superior a 50,000 hectáreas para 1973. La distribución de esta cobertura en las fechas previas al 2005 se presenta en la figura 3.

Como puede observarse por comparación de resultados, la cobertura estimada para el año de 1973 corresponde al resultado más elevado de los evaluados para el periodo de estudio, de poco más de 30 años (Cuadro 5). Esta reducción se estimó en aproximadamente 12,000 ha, que en términos relativos equivale 2.7% de la superficie estimada para el año 1973, lo que prácticamente equivale a un tercio de la superficie total de manglar en la región, si bien el patrón de distribución es, en términos generales, el mismo.

En resumen, el nivel de pérdida de cobertura de manglar sigue un ritmo general de aproximadamente 400 hectáreas por año. Sin embargo debe mencionarse que la deforestación no sigue un ritmo continuo y es durante el periodo 1986 – 1990, para el que se observó la mayor tasa de deforestación, con una pérdida mayor de 4000 ha en un periodo de cuatro años, alcanzando una tasa de deforestación $\delta = 2.39$, muy por encima de los valores estimados para los otros periodos y prácticamente tres veces mayor que el valor general de la tasa de forestación (δ), estimada para todo el periodo de estudio, que fue equivalente a 0.83 (Cuadro 5).

Cuadro 5. Variación en la extensión de cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, estimada por clasificación de imágenes de satélite (cifras redondeadas a la centena más próxima). La tasa de deforestación está expresada en % anual.

			Año			Periodo
	1973	1986	1990	2000	2005	1973-2005
Superficie estimada	50,600	46,900	42,500	40,500	38,700	
Variación inter-periodo (ha)		-3,700	-4,400	-2,000	-1,800	-11,900
Tasa de deforestación (δ)		-0.58	-2.43	-0.48	-0.91	-0.83

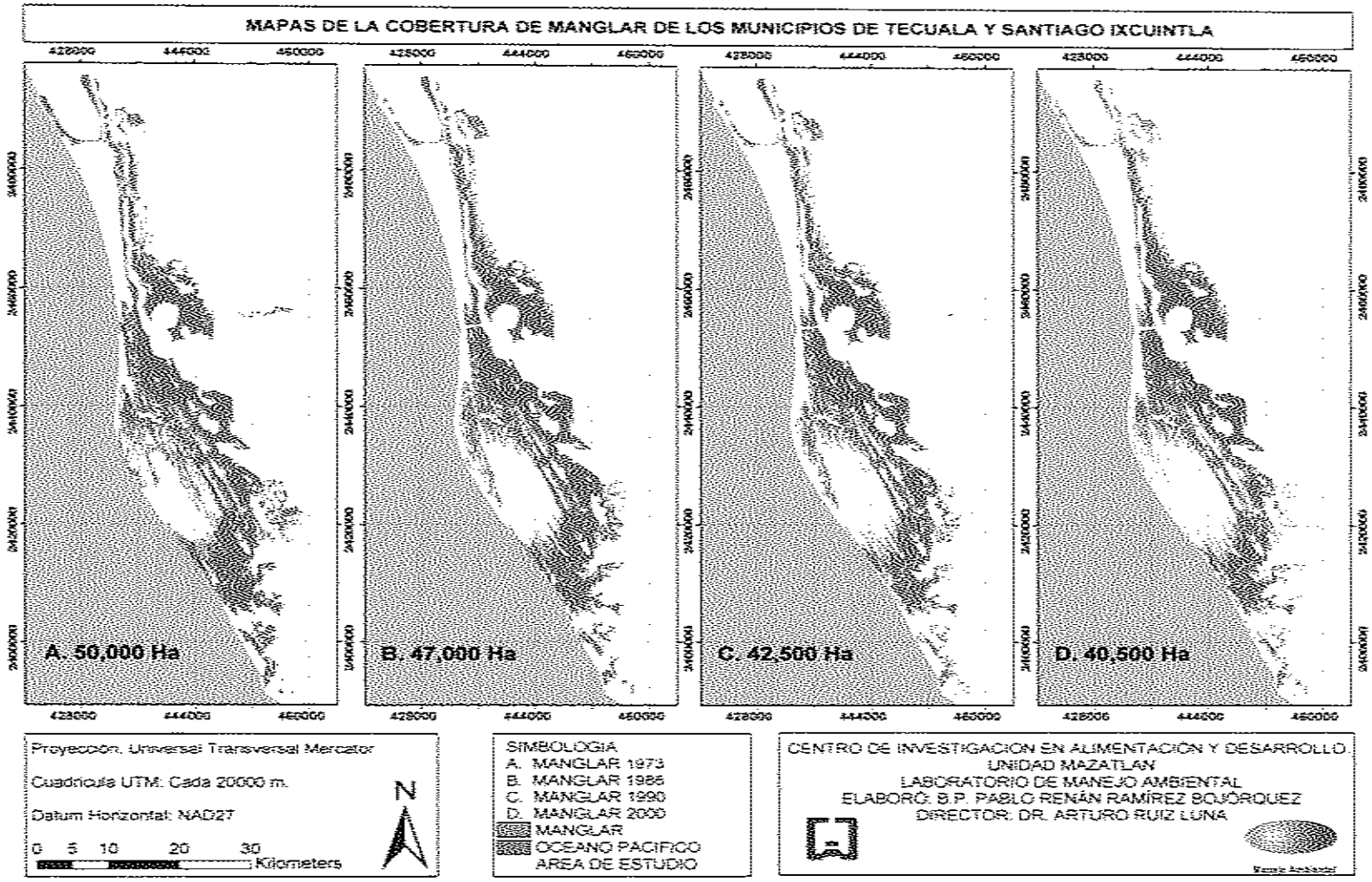

Figura 3. Cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., estimada por clasificación de imágenes del satélite Landsat (1973-2000).

Como se señalaba anteriormente, la distribución general de la cobertura de manglar permanece con poca variación cuando se observa a un nivel de baja escala o resolución. Sin embargo, dado que este tipo de vegetación es muy dinámico y considerando además que se han dado transformaciones importantes en el paisaje aledaño al área de estudio, particularmente con la reducción de cuerpos de agua, entre las dos fechas que limitan el periodo de estudio se manifiesta no solo pérdida de cobertura, sino también ganancias, aunque en el balance general tiene mayor peso la pérdida de superficie cubierta por manglar. Estas variaciones se aprecian en la Fig. 4, donde se observa que es en la zona norte, dentro del área correspondiente al municipio de Tecuala, donde se presenta colonización de manglar, mientras que en Santiago Ixcuintla se manifiesta la mayor pérdida de esta cobertura.

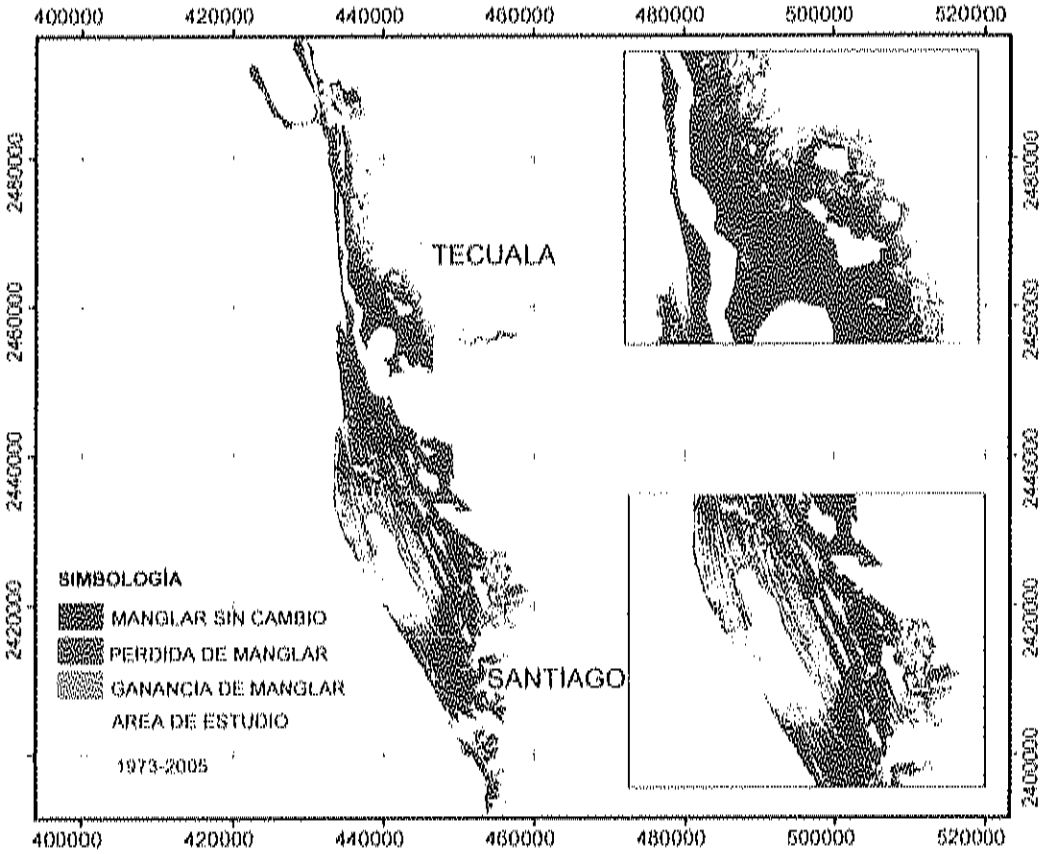

Figura 4. Pérdidas y ganancias de la cobertura de manglar 1973-2005.

Es importante destacar que una fracción correspondiente a aproximadamente el 64 % del total de la cobertura se ha mantenido durante todo el periodo comprendido en el estudio, destacándose como posibles zonas núcleo para efectos de conservación. El análisis de los patrones de fragmentación confirmó lo anterior de acuerdo a los resultados que se presentan a continuación.

Análisis de Fragmentación del Paisaje.

Para la caracterización de los patrones de fragmentación del paisaje conformado por la cobertura de manglar, se estimaron diez indicadores o métricas del paisaje, a partir de los mapas temáticos generados para las cinco fechas. Las métricas, descritas en la sección de métodos se calcularon sobre mapas que fueron ajustados a un tamaño de píxel estandarizado (30 x 30 m), teniendo como umbral de análisis un tamaño mínimo de parche de 0.36 hectáreas. Los parches que estuvieron por debajo de este valor fueron previamente eliminados del análisis.

Para la imagen del año 2005, primera en ser analizada a fin de contar con una visión actual de los patrones de fragmentación, se detectaron más de 2000 parches, con extensiones superiores a las 10,000 ha en los parches o fragmentos de mayor superficie, si bien en conjunto tuvieron un tamaño muy reducido, inferior a 20 ha en promedio.

Cabe mencionarse que por las características del estudio, con límites definidos por los correspondientes territorios municipales de Tecuala y Santiago Ixcuintla, no fue posible determinar el tamaño total de los parches de mayor tamaño, ya que el sistema al que pertenece es compartido con otros municipios, particularmente Rosamorada y Tuxpan, por lo que es probable que tengan una extensión mayor a la estimada en el presente trabajo.

En términos de la distribución de los parches a nivel municipal, se encontró que en ambos municipios se ubicaron parches que superaron las 10,000 ha de extensión, apreciándose que el ubicado en el sur del municipio de Tecuala, se presenta como el

mejor consolidado, mientras que en el caso de Santiago Ixcuintla se manifiesta un proceso de pérdida de conectividad entre la cobertura de manglar situada al norte con respecto a la del sur (Fig. 5).

La mayor parte de los parches localizados en la parte central del sistema de manglares localizado en Santiago Ixcuintla está conformada por parches menores de 1000 hectáreas, observándose que la mayor parte del terreno adyacente está ocupado por sistemas de producción agrícola, asentados en la zona de barreras y lagunas que por procesos de depositación y sedimentación, se formaron paralelas a la línea de costa, características del sistema de Marismas Nacionales.

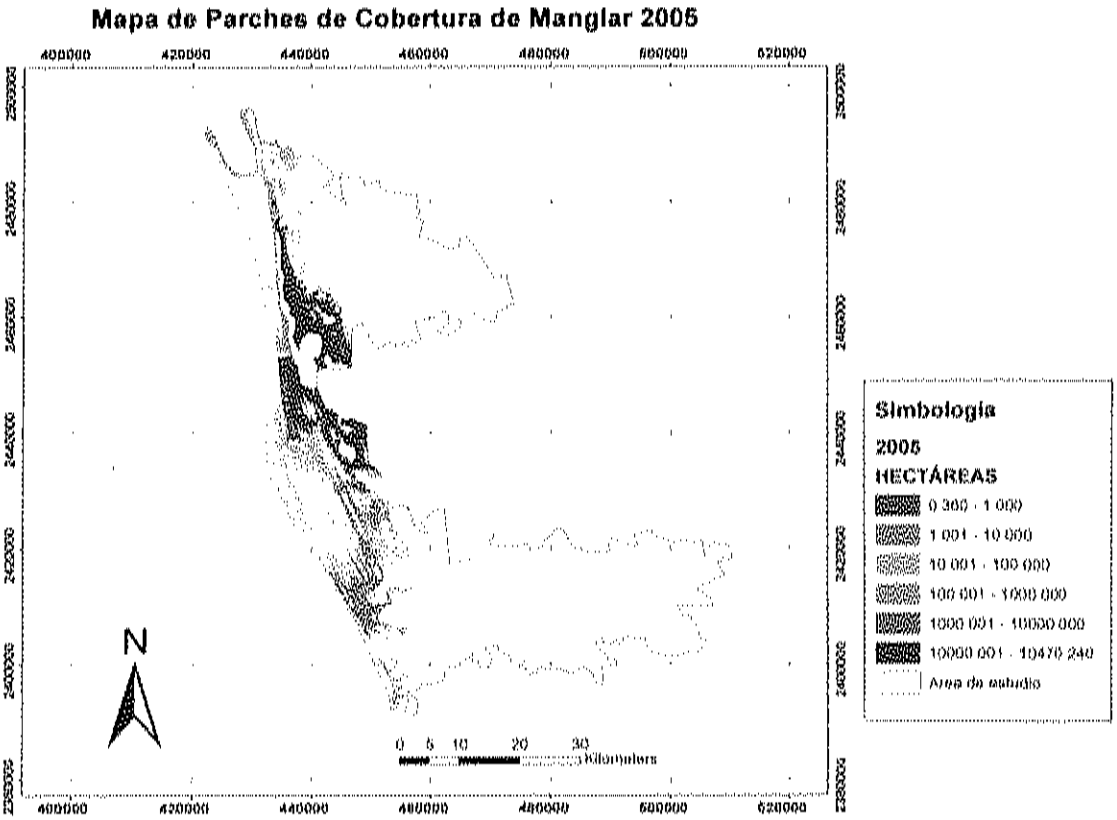

Figura 5. Distribución de parches de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla según su extensión, definidos para el año 2005.

Por lo que respecta a la evolución reciente de los sistemas de manglar en los municipios de referencia, se presentan a continuación los resultados del análisis de fragmentación, llevado a cabo con los resultados de clasificación de manglar para el periodo comprendido entre 1973 y 2005.

Evaluación de Métricas del Paisaje

Número y área de parches: La cobertura de manglar del área de estudio determinada inicialmente para el año de 1973, estuvo conformada por 1172 parches de 0.36 ha o mayores. El número de parches se incrementó en 1986 pasando a 1268 parches y continuo incrementándose a 1359 parches para el año de 1990, a 2166 para el año 2000 y finalmente de 2206 parches para el año más reciente dentro del presente estudio (2005), lo que de alguna manera representa una aparente estabilización, luego de que entre 1990 y 2000 se diera la mayor fragmentación dentro del periodo de estudio (Fig. 6 a, b). Estas cifras corresponden a un incremento en la proporción del número de fragmentos, del 1.46% anual para el periodo de estudio 1973-2005.

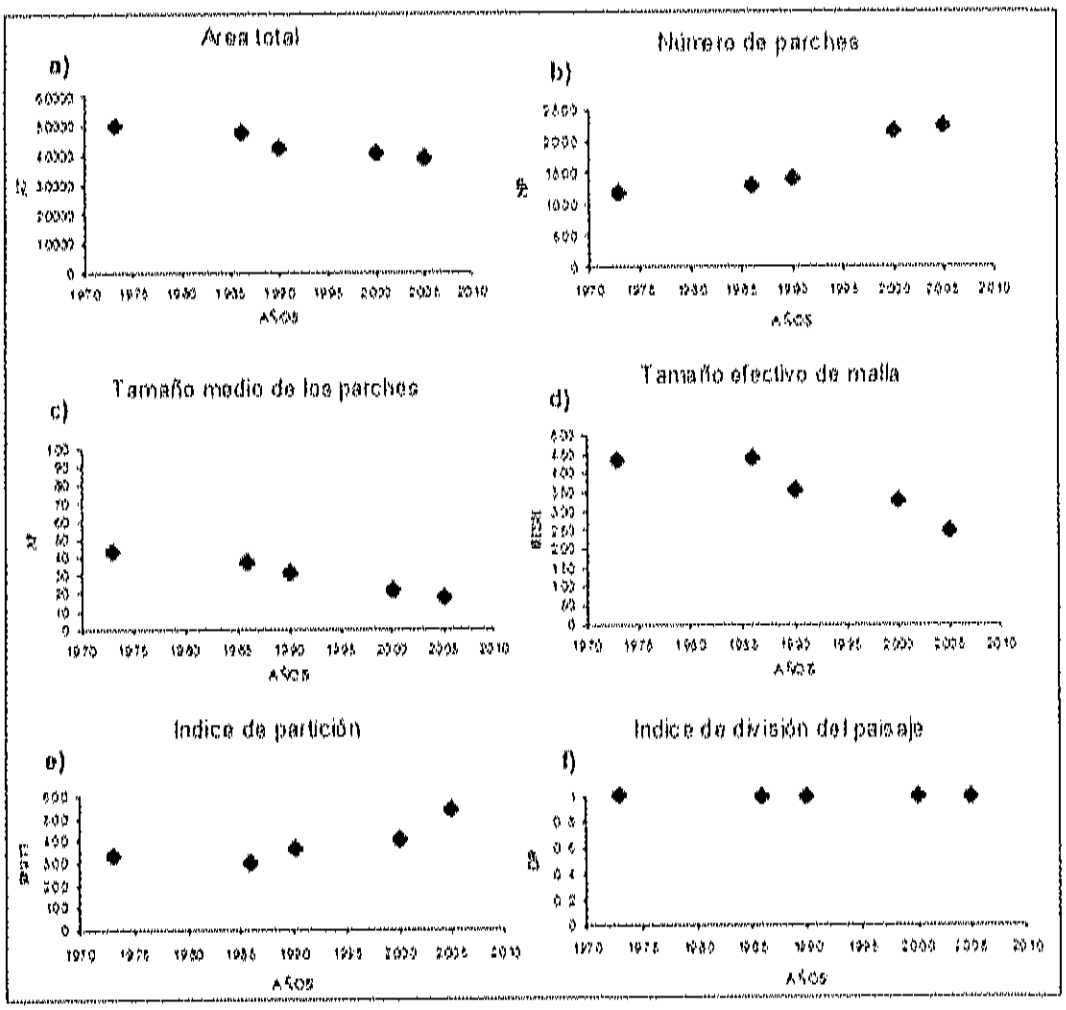

Figura 6. Tendencias de cambio de las principales métricas del paisaje, asociadas con la variación en la cobertura de manglar en los Municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., de 1973 a 2005. a) Área total; b) Número de parches; c) Tamaño promedio; d) Tamaño efectivo de malla; e) Índice de partición; f) Indice de división del paisaje.

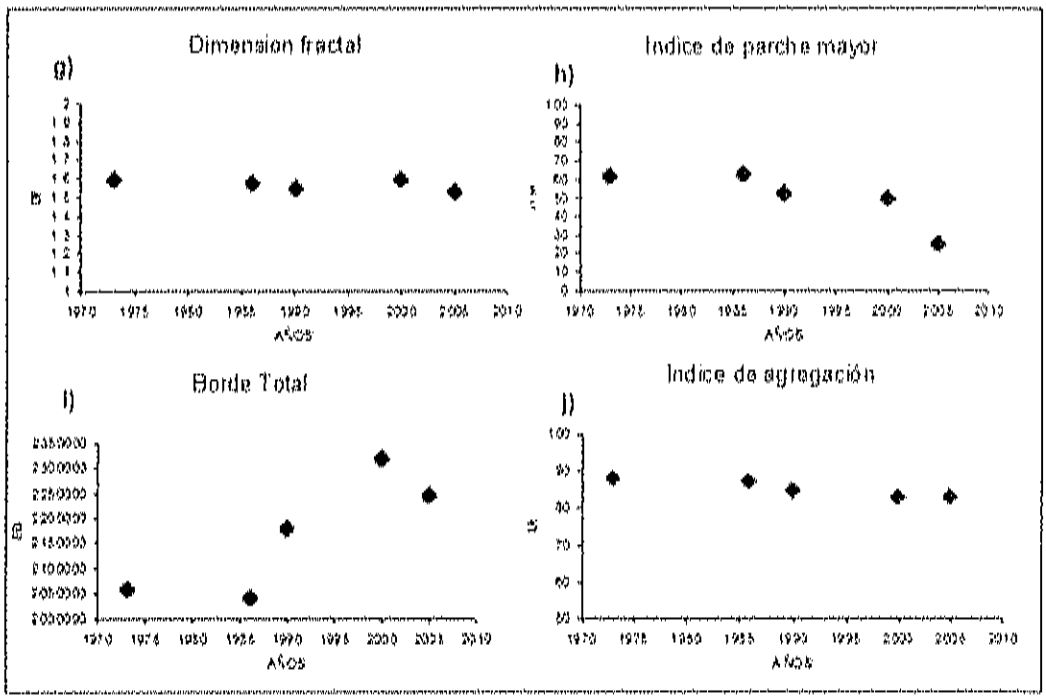

Figura 6 (cont.). Tendencias de cambio de las principales métricas del paisaje, asociadas con la variación en la cobertura de manglar en los Municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., de 1973 a 2005. g) Dimensión fractal; h) Índice de parcha mayor; i) Borde total; j) Índice de agregación

Alrededor del 50% del total de los parches estuvieron representados por elementos menores de una hectárea en todas las fechas analizadas. El número de parches del bosque de manglar menores o iguales a 10 ha prácticamente se duplicó, pasando de 1060 en 1973 a 2097 parches en el 2005. Los parches de áreas entre los 10 a 100 ha se mantuvieron relativamente estables, pasando de 84 a 86 parches entre ambas fechas. Por lo que corresponde a los parches de mayor tamaño, aquellos cuyo tamaño se situaba entre 100 a 1000 ha se redujeron significativamente, en cerca del 20%, pasando de 25 a 19 parches. Finalmente, los parches de tamaños entre 1000 y 10000 ha mantuvieron constancia, con dos parches en ambas fechas, mientras que en el caso de los fragmentos cuyas dimensiones exceden las 10,000 ha fue de uno en 1973, localizado en el municipio de Santiago Ixcuintla y dos parches en el 2005, con un parche en cada uno de los municipios. Al respecto cabe señalar que aunque se mantiene un parche de más de 10,000 ha en Santiago Ixcuintla, sus dimensiones se redujeron de manera significativa,

como ya se mencionó anteriormente al analizar la imagen representativa del año 2005. Por otra parte, el proceso de colonización de manglar sobre lo que fueran ambientes acuáticos en Tecuala, generó el segundo parche de más de 10,000 ha, presente a partir del año 2000. Las variaciones temporales que se han dado en la fragmentación del bosque de mangle de 1973 al 2005 se muestran en la figura 7.

Índices de División, Tamaño efectivo de malla y de Partición. Como resultado de la variación en el número y tamaño de los parches, los valores resultantes para otras métricas variaron en concordancia, con excepción del índice de División, para el que prácticamente no hubo diferencias, obteniéndose valores muy cercanos a la unidad en todos los casos evaluados (Cuadro 6). El indicador conocido como Tamaño efectivo de malla presentó una disminución de 1973 a 2005, pasando de un valor estimado en 435 a 246. Por lo que toca al Índice de Partición, presenta un considerable aumento de 1973 a 2005, relacionado con el incremento en el número de parches (340-533), ya que como los dos indicadores anteriores, este índice está basado en el grado de coherencia entre los fragmentos.

Cuadro 6. Valores de los índices o métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay. (1973-2005).

		Año				
Métrica	**Símbolo**	**1973**	**1986**	**1990**	**2000**	**2005**
Área total	AT	50057.6	46863	42522.8	40544.3	38748.2
Número de parches	NP	1172	1268	1359	2166	2206
Dimensión fractal	DF	1.59	1.57	1.55	1.59	1.53
Tamaño efectivo de malla	MESH	435.7	439.4	357.5	329.0	247.0
Índice de división del paisaje	DP	0.997	0.997	0.997	0.998	0.998
Índice de partición	SPLIT	340.8	300.1	368.9	400.9	533.9
Índice de cohesión de parche	IC	99.4	99.5	99.5	99.4	99.4
Índice de parche mayor	IPM	62.1	62.4	52	49.1	25.5
Tamaño medio de parches	AP	42.7	37	31.2	20.3	17.6
Borde Total	ET	2057460	2039160	2180280	2319000	2244180
Índice de agregación	IA	88.1	87.2	84.9	83.1	82.9

como ya se mencionó anteriormente al analizar la imagen representativa del año 2005. Por otra parte, el proceso de colonización de manglar sobre lo que fueran ambientes acuáticos en Tecuala, generó el segundo parche de más de 10,000 ha, presente a partir del año 2000. Las variaciones temporales que se han dado en la fragmentación del bosque de mangle de 1973 al 2005 se muestran en la figura 7.

Índices de División, Tamaño efectivo de malla y de Partición. Como resultado de la variación en el número y tamaño de los parches, los valores resultantes para otras métricas variaron en concordancia, con excepción del índice de División, para el que prácticamente no hubo diferencias, obteniéndose valores muy cercanos a la unidad en todos los casos evaluados (Cuadro 6). El indicador conocido como Tamaño efectivo de malla presentó una disminución de 1973 a 2005, pasando de un valor estimado en 435 a 246. Por lo que toca al Índice de Partición, presenta un considerable aumento de 1973 a 2005, relacionado con el incremento en el número de parches (340-533), ya que como los dos indicadores anteriores, este índice está basado en el grado de coherencia entre los fragmentos.

Cuadro 6. Valores de los índices o métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay. (1973-2005).

		Año				
Métrica	**Símbolo**	**1973**	**1986**	**1990**	**2000**	**2005**
Área total	AT	50057.6	46863	42522.8	40544.3	38748.2
Número de parches	NP	1172	1268	1359	2166	2206
Dimensión fractal	DF	1.59	1.57	1.55	1.59	1.53
Tamaño efectivo de malla	MESH	435.7	439.4	357.5	329.0	247.0
Índice de división del paisaje	DP	0.997	0.997	0.997	0.998	0.998
Índice de partición	SPLIT	340.8	300.1	368.9	400.9	533.9
Índice de cohesión de parche	IC	99.4	99.5	99.5	99.4	99.4
Índice de parche mayor	IPM	62.1	62.4	52	49.1	25.5
Tamaño medio de parches	AP	42.7	37	31.2	20.3	17.6
Borde Total	ET	2057460	2039160	2180280	2319000	2244180
Índice de agregación	IA	88.1	87.2	84.9	83.1	82.9

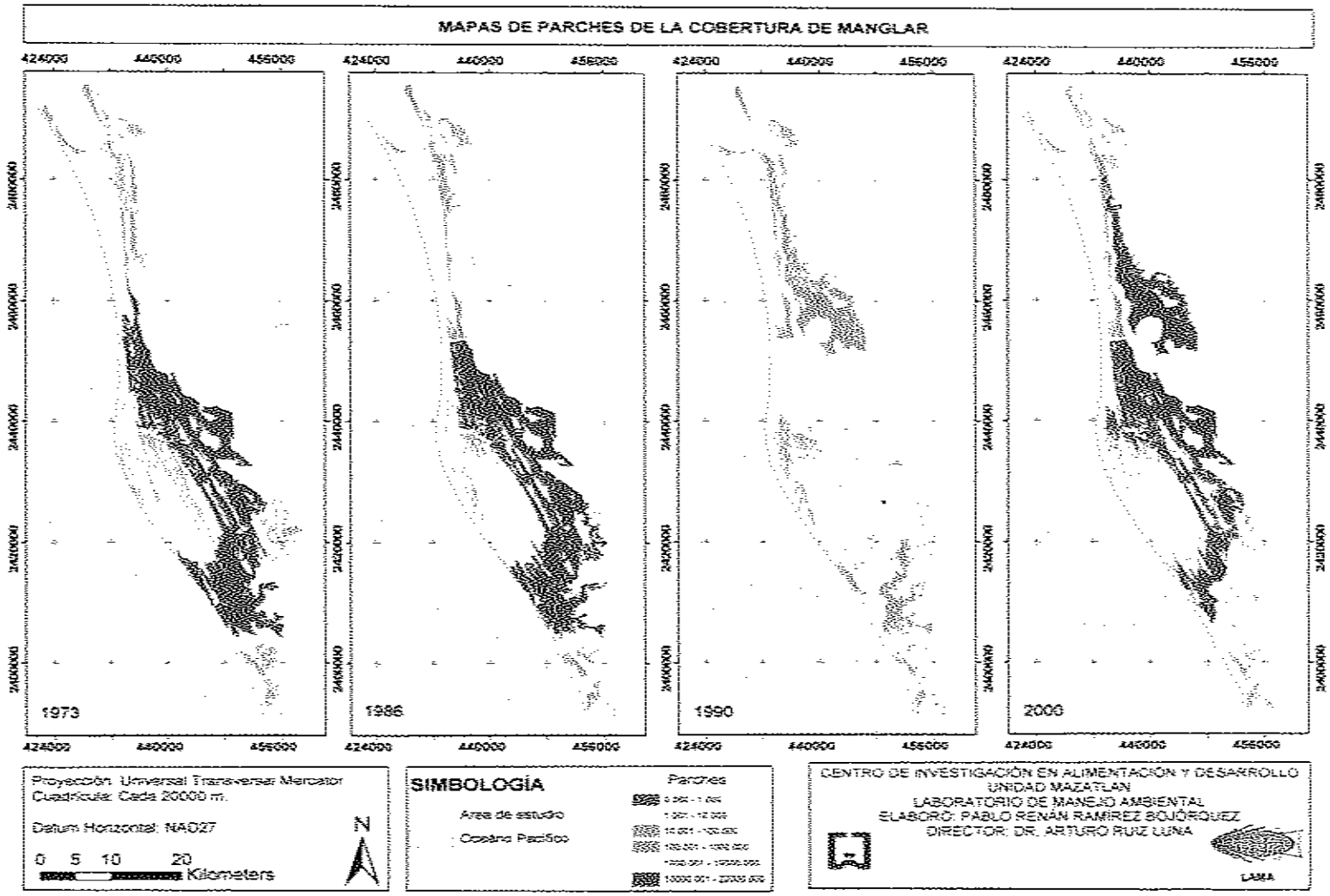

Figura 7. Localización y distribución de parches de manglar, según su extensión, en Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay., para el periodo 1973-2000

Índice de agregación: El índice de agregación obtenido para las diferentes fechas presentó valores próximos al valor teórico máximo, si bien con una tendencia a la reducción (Fig. 6j), pasando de un valor máximo de 88.1 en 1973, al mínimo obtenido para el presente estudio (82.9) en 2005 (Cuadro 6).

Índice de parche mayor: Un solo parche representó alrededor del 60% del área ocupada por manglar en 1973 y 1986, con valores del IPM de 62.1 y 62.4, respectivamente. Este valor descendió para cubrir un total aproximado del 50% en las fechas de 1990 y 2000 (IPM = 52.0 y 49.1). Finalmente, en 2005, este indicador tuvo su valor mínimo con un IPM de 25.5, que corresponde a aproximadamente un 25% del área total ocupada por manglar en el 2005, siendo uno de los principales indicadores de fragmentación en el presente estudio (Fig. 6h).

Tamaño medio de los parches: Para este indicador del paisaje se dio una tendencia negativa continua (Fig. 6a), pasando de 42.7 hectáreas en 1973 a 37.0 ha en 1986, 31.2 ha en 1990, 20.3 ha en 2000 y finalmente 17.6 ha en el 2005, lo que representa una reducción mayor al 50% del tamaño originalmente estimado para 1973.

Dimensión fractal perímetro-área: Como medida de complejidad a nivel de clase se estimó la métrica de dimensión fractal perímetro-área, cuyos límites teóricos se sitúan entre 1.0 y 2.0, indicando los valores mayores, próximos a 2.0 una mayor complejidad de forma, determinada por la relación existente entre perímetro y área. El valor estimado para la fecha de 2005 fue de 1.53 el cual es el valor mínimo de las fechas analizadas (Cuadro 6), que puede considerarse como evidencia de un mayor impacto antropogénico, que reduce la complejidad generando límites artificiales, generalmente lineales.

Borde total: Este indicador sigue una tendencia positiva (Fig. 6i), aun cuando hay fluctuaciones. El mayor valor se obtuvo para el año 2000 (2244180), mientras que el

mínimo fue determinado para la fecha correspondiente a 1986 (2039160), a partir de la cual se observa un aumento continuo (Cuadro 6).

Índice de cohesión de parche: Para esta métrica no se detectaron variaciones importantes, manteniéndose el valor estimado en todas las fechas, en proximidad con al valor teórico máximo (Cuadro 6).

Una vez obtenidos los resultados anteriores, se realizó un análisis por municipio obteniendo de manera inicial el mapa de parches de la cobertura de manglar (Figura 8) de la fecha más reciente (2005), evaluándose para cada municipio los valores de las métricas del paisaje (Cuadros 7 y 8), a fin de contrastar las diferencias entre ambas entidades y definir si siguen los mismos patrones de fragmentación.

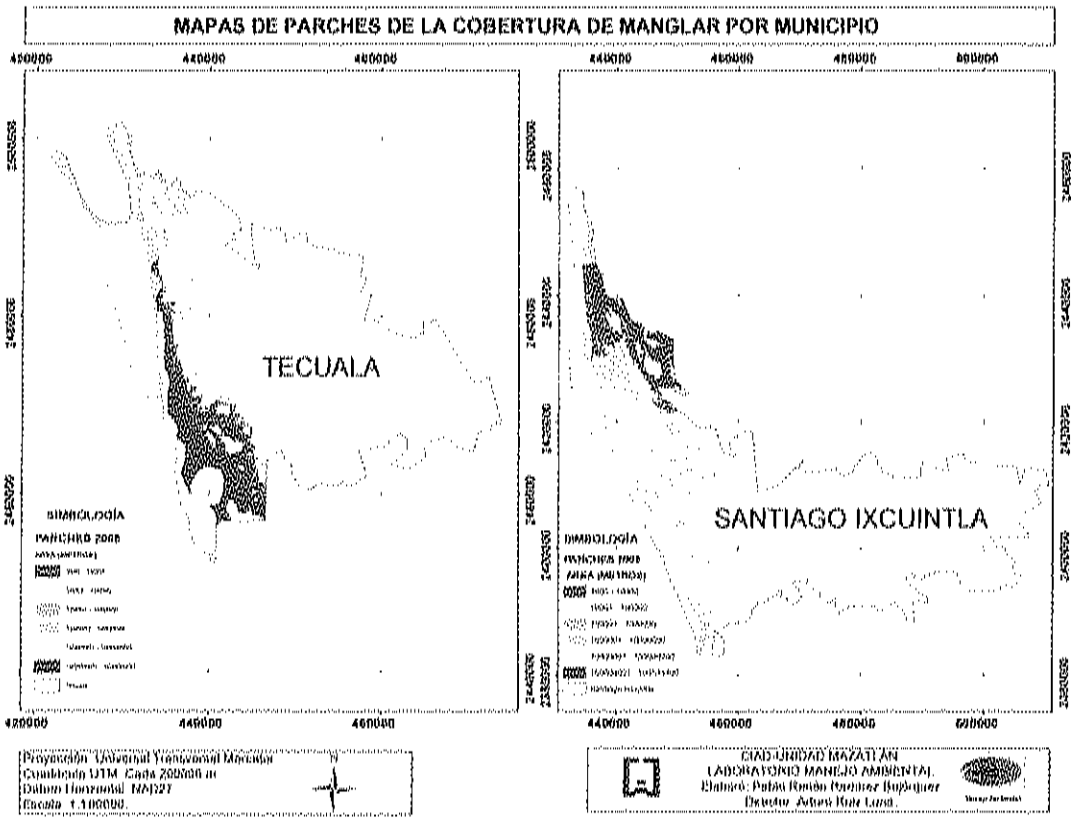

Figura 8. Localización y distribución de parches de manglar, según su extensión, por separado de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, (2005).

La cobertura de manglar del área del municipio de Tecuala, determinada para el año de 2005 es de 13,862 hectáreas y corresponde al 35.8% del total de manglar dentro del área de estudio. Dentro del municipio esta cobertura está conformada por 498 parches y presenta un tamaño promedio de parche mayor que en Santiago Ixcuintla (Cuadro 7). Por otro lado la cobertura de manglar del área del municipio de Santiago Ixcuintla para el año 2005 es de 24,886 hectáreas, representando aproximadamente dos tercios de la cobertura de mangolar localizado en la zona. La superficie de manglar de Santiago Ixcuintla está distribuida en 1722 parches y los indicadores señalan que en este municipio existe una mayor fragmentación de esta cubierta vegetal.

Con relación a lo anterior se determinó que existe una mayor fragmentación en el municipio de Santiago Ixcuintla, determinada por los valores de métricas como el índice de división del paisaje, tamaño medio de parches e índice de agregación, los cuales corresponden a paisajes impactados, además de presentar un valor mayor de borde total.

Cuadro 7. Valores de los índices o métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nay. (2005).

Métrica		Tecuala	Santiago Ixcuintla
Área total	AT	13862	24886
Número de parches	NP	498	1722
Dimensión fractal	DF	1.5	1.5
Tamaño efectivo de malla	MESH	1754	4208
Índice de división del paisaje	DP	14.4	27.7
Índice de partición	SPLIT	2.0	1.5
Índice de cohesión de parche	IC	99.2	99.7
Índice de parche mayor	IPM	70.6	82.1
Tamaño medio de parches	AP	27.8	14.5
Borde Total	ET	579300	1678800
Índice de agregación	IA	87.9	80.1

Partiendo de los indicadores anteriores y del arreglo espacial de los parches, se identificaron cuatro zonas principales de distribución de manglar. Una asociada al estero de Teacapán (1), dos más asociadas a la parte norte (2) y sur (3) de la laguna Agua Brava y una más asociada a la parte sur del municipio de Santiago Ixcuintla (Figura 9).

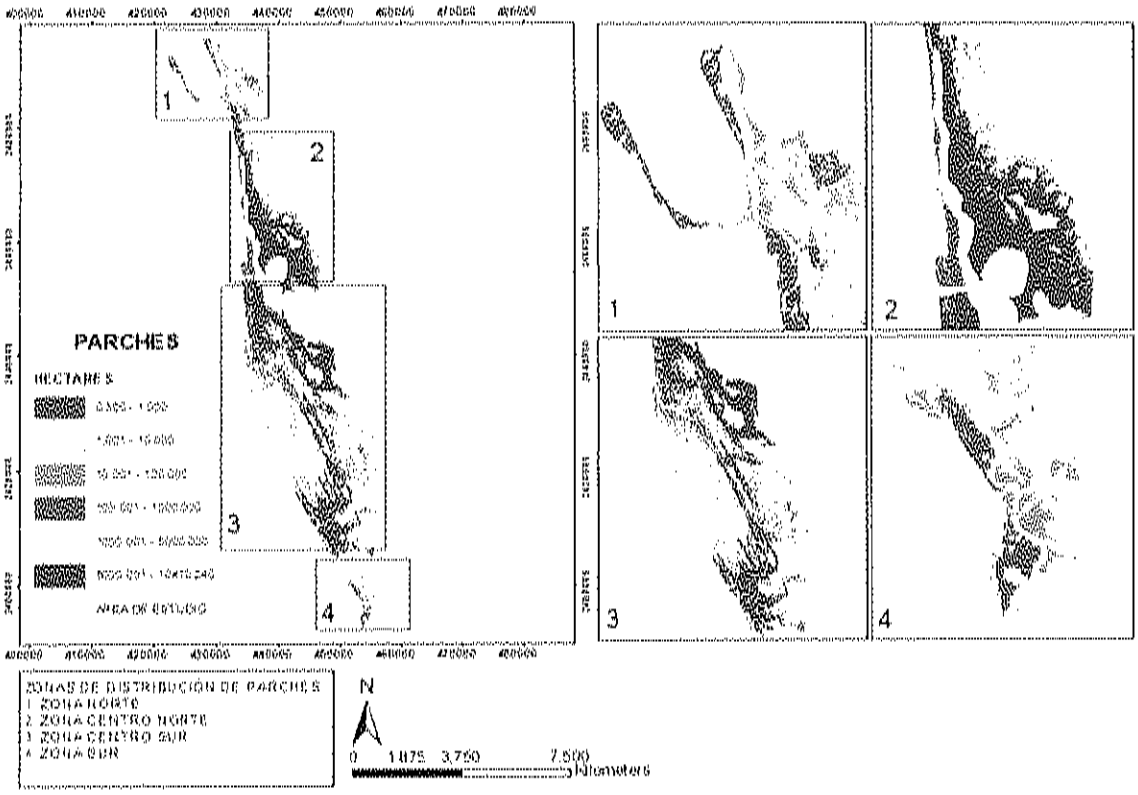

Figura 9. Zonas de distribución de parches de la cobertura de manglar 2005.

Asociación de Zonas Degradadas con Desarrollo de Actividades Antropogénicas.

Se asumió en principio que el desarrollo agropecuario y los procesos asociados tales como deforestación, degradación de suelos, modificación de curso y caudal de corrientes de agua, son históricamente la principal causa de reducción de la cobertura de manglar. Sin embargo para efectos del presente estudio, se consideró únicamente el efecto directo causado por la acuicultura, la presencia de poblados y la infraestructura vial.

Acuicultura: En la zona de estudio se localizan 3 zonas principales donde se ha desarrollado la actividad acuícola, principalmente enfocada al cultivo de camarón, las cuales cubren aproximadamente 500 ha, la mayoría localizadas en Tecuala. En este municipio se ubican al menos 22 granjas, de las que 16 se sitúan en la proximidad de la laguna La Garza, si bien la mayoría de ellas actualmente se encuentran en abandono y situadas en localidades con escasa cobertura de manglar (Fig. 10)

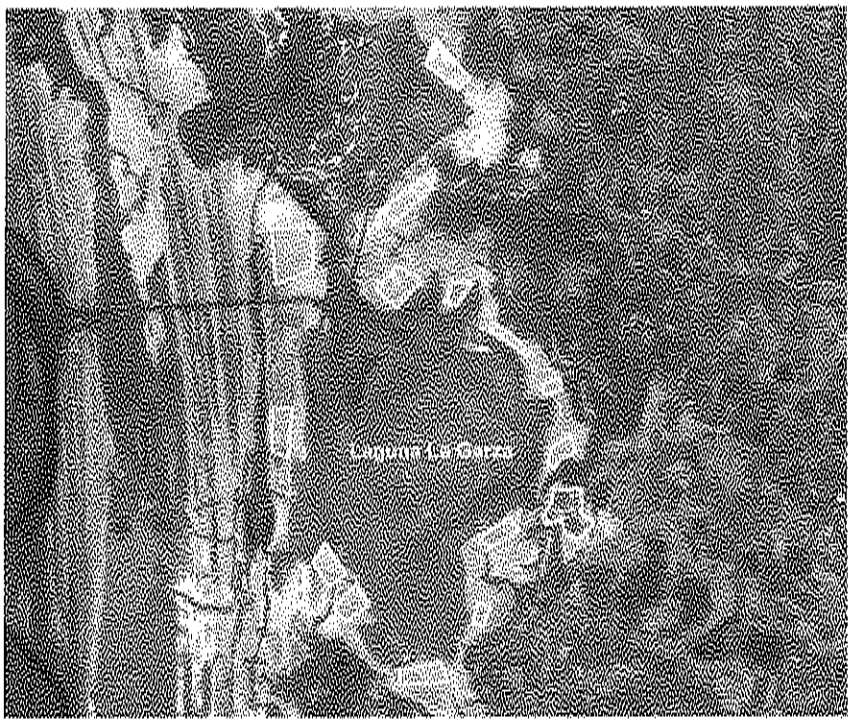

Figura 10. Localización de granjas acuícolas en la laguna La Garza, municipio de Tecuala, Nay (Google Earth, 2005).

Del total de la superficie ocupada por la actividad acuícola, aproximadamente 400 hectáreas se ubican en Tecuala, siendo las granjas Acuícola Tecuala, Paso Hondo, Los cerritos de Quimichis y Bernardo Villa, las más importantes en cuanto a extensión y por su actividad. Acuícola Tecuala tiene con una extensión aproximada de 280 has, cuenta con 42 estanques de 4.5 hectáreas cada uno, aproximadamente. La granja Paso Hondo tiene una extensión de 69 has, cuenta con 7 estanques con una extensión aproximada de 60 has, la granja Los Cerritos de Quimichis cuenta con 10 estanques tiene una extensión de 71 has, la granja Bernardo Villa comprende una de superficie de 60 has y cuenta con 7 estanques. Para el municipio de Santiago Ixcuintla se identificaron dos granjas, siendo la de Palmar de Cuautla, la de mayor extensión con 55 hectáreas repartidas en 14 estanques (Fig. 11).

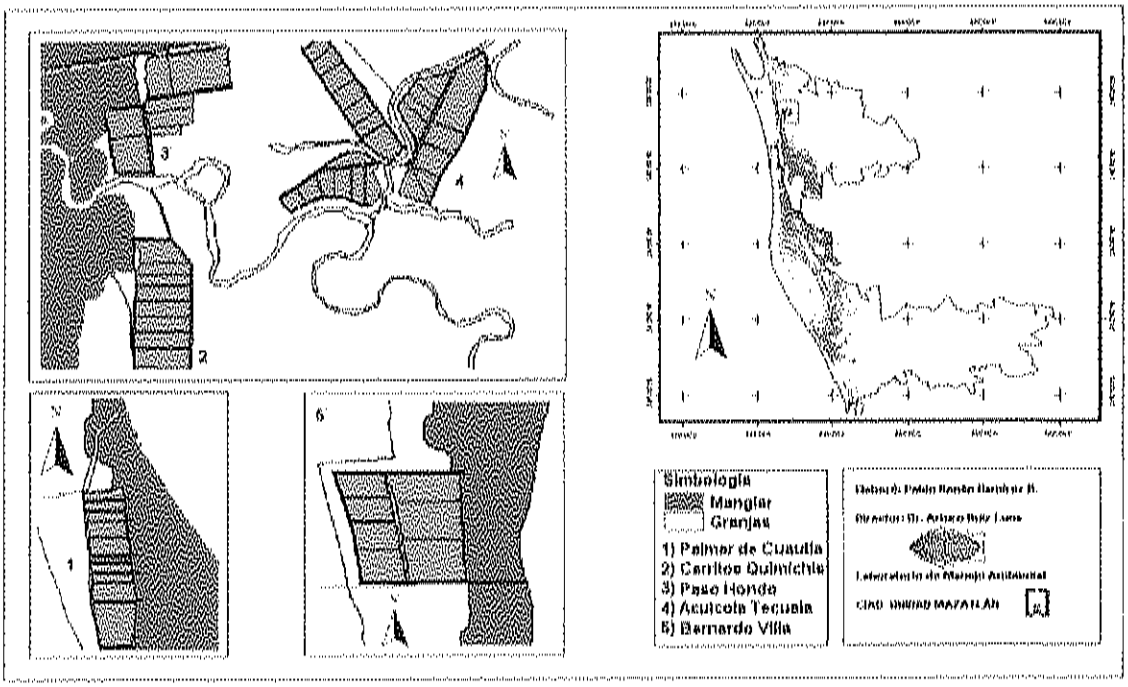

Figura 11. Granjas Acuícolas en el área de estudio.

Se generaron los corredores paralelos al perímetro de las granjas, a fin de determinar cual es su relación con los parches próximos a estas instalaciones. El resultado se observa en la figura 11 y los resultados del análisis se presentan adelante.

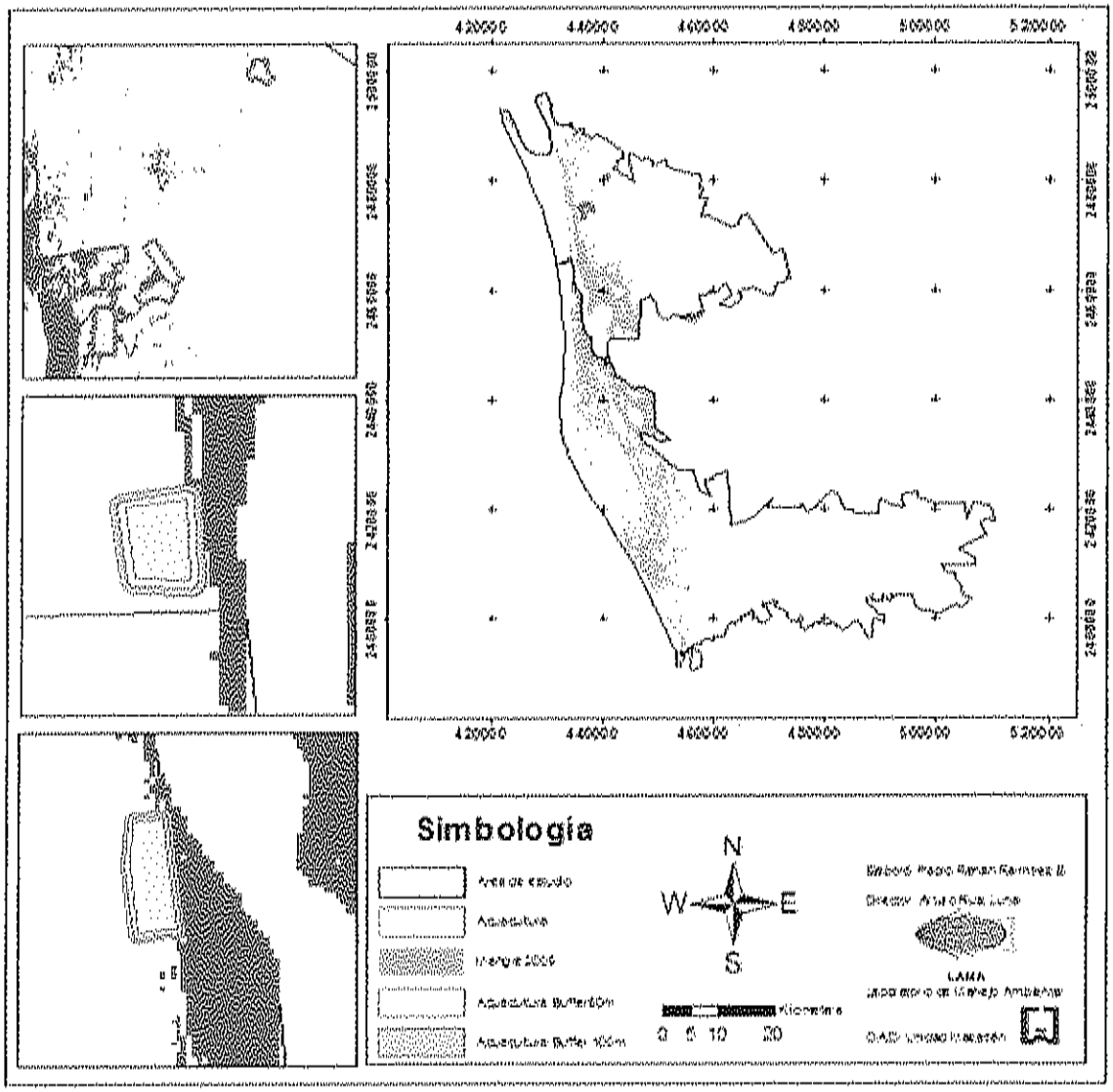

Figura 12. Zonas de impacto de Granjas Acuícolas.

Localidades. Para el área de estudio se localizaron 18 localidades que se relacionaron directamente por la cercanía que tienen con la cobertura de manglar. Del total de estas localidades 6 corresponden al municipio de Tecuala y 12 localidades al municipio de Santiago Ixcuintla. Estas localidades son el Roblito, las Arenitas, San Cayetano, Novillero, Puerta de Río, Los Morrillos, Palmar de Cuautla, el Famoso, Puerta de Palapares, Santa Cruz, Boca de Asadero, Los Corchos, Boca de Camichin, Toro Mocho, Campo de los Limones, San Andrés, Sinaloa, Las Labores, Rancho Nuevo (Fig. 12).

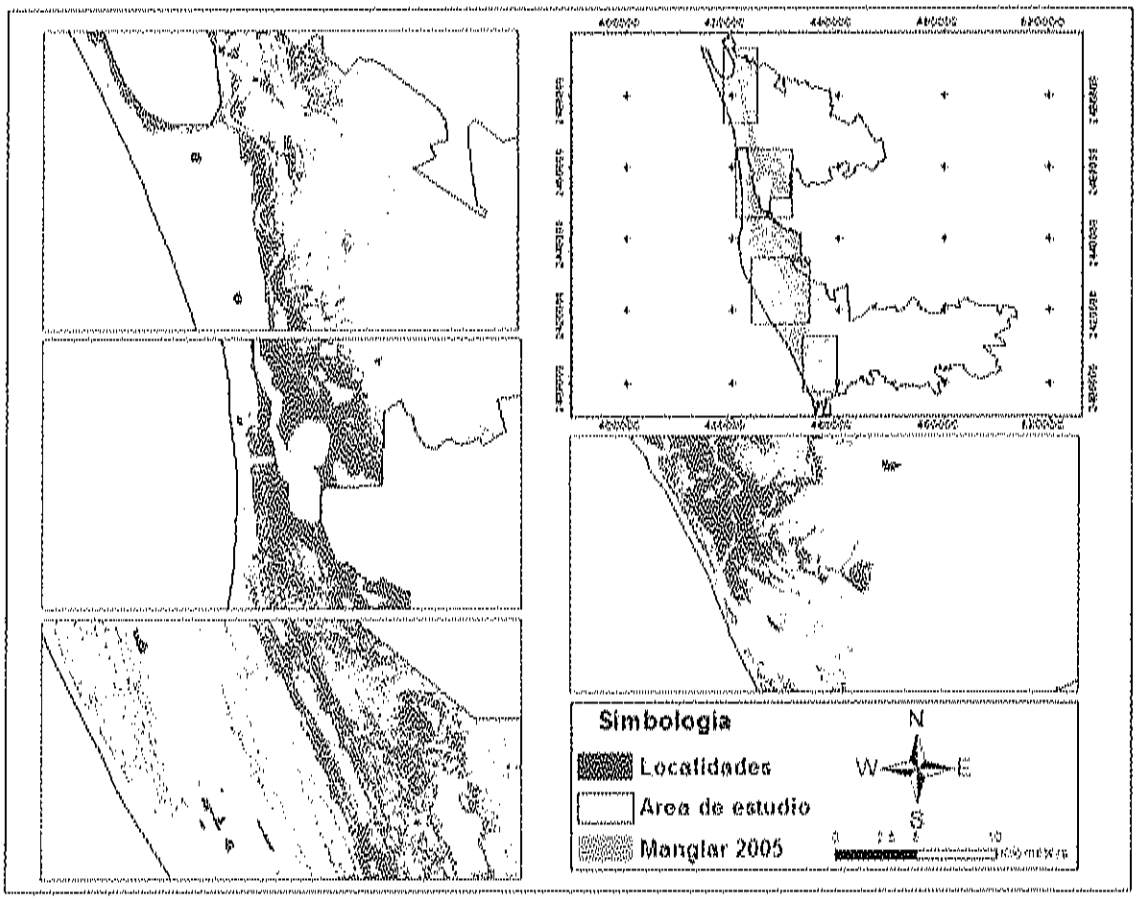

Figura 13. Localidades cercanas a la cobertura de manglar.

Como en el caso de la actividad acuícola, para los poblados se generó una serie de corredores que permitieron determinar la posibilidad de impacto por parte de la ubicación de las localidades, independientemente de su tamaño (Fig. 14).

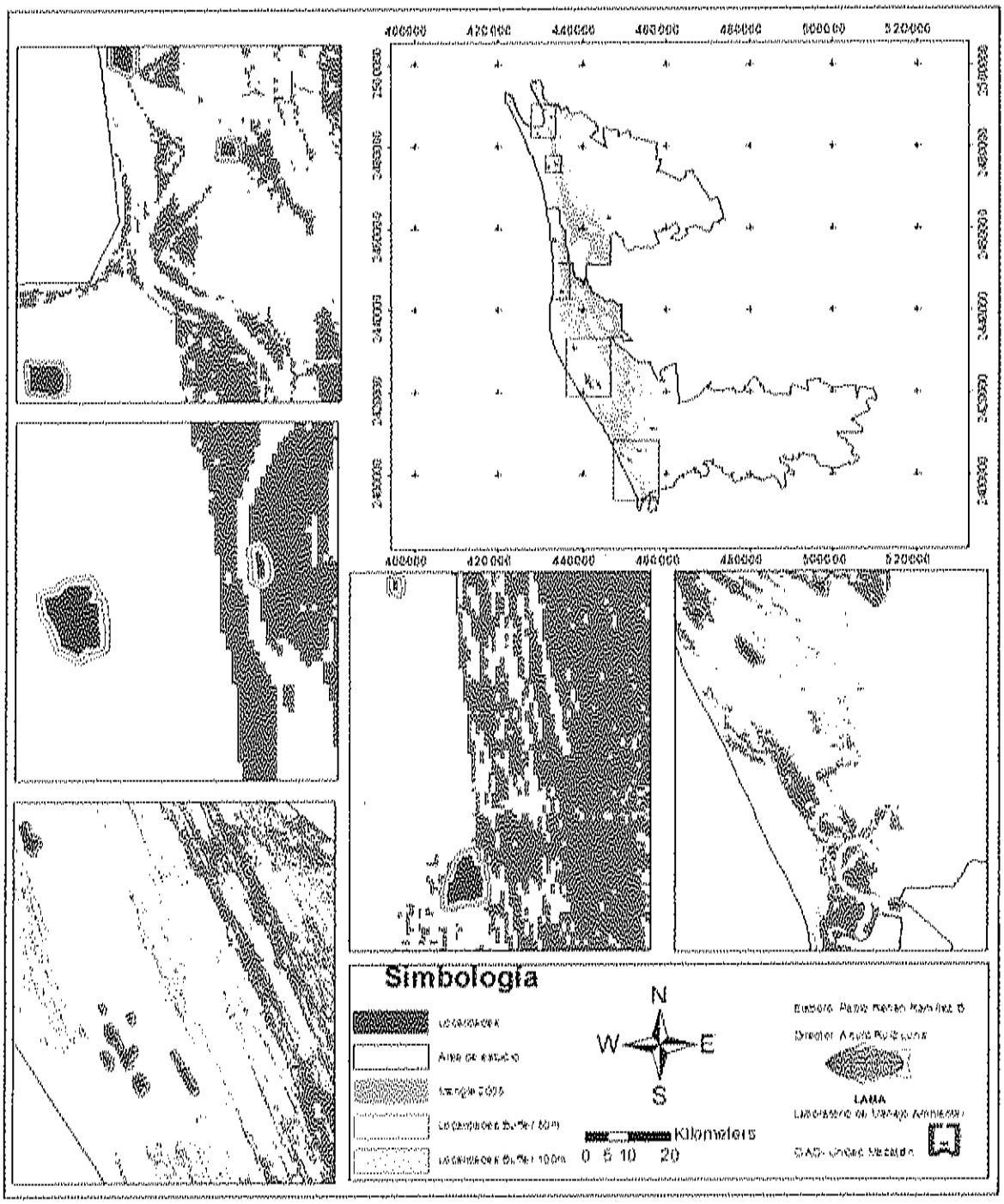

Figura 14. Zonas de impacto de Localidades.

Red Vial: La red vial del área de estudio corresponde a carreteras pavimentadas y caminos los cuales se relacionan por la cercanía con la cobertura de manglar. Las carreteras también comprenderían como espacio no disponible. Los principales caminos y carreteras se señalan en la figura 15, a continuación.

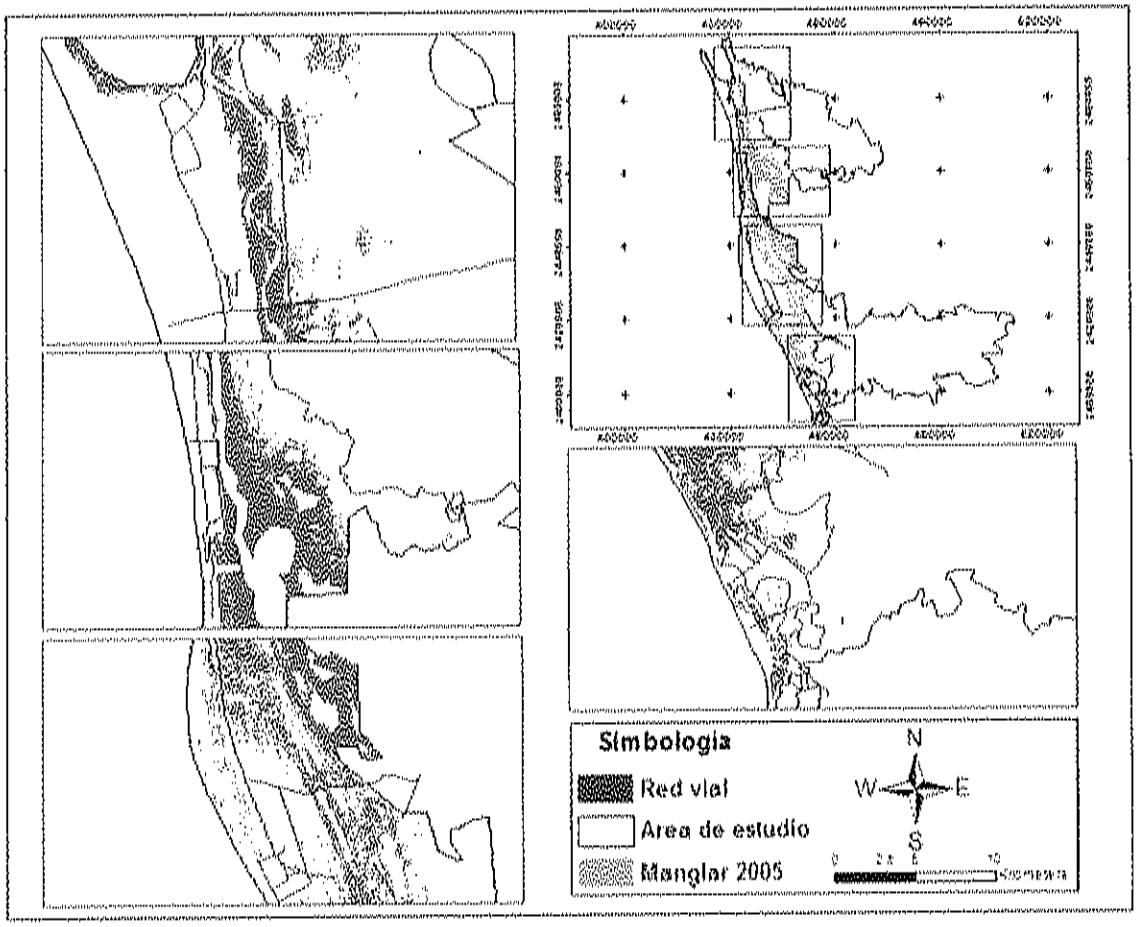

Figura 15. Red vial del área de estudio

También para la infraestructura vial se generaron los polígonos resultantes de proyectar bandas paralelas alrededor de las vías carreteras, el resultado se muestra en la figura 16, que se muestra a continuación.

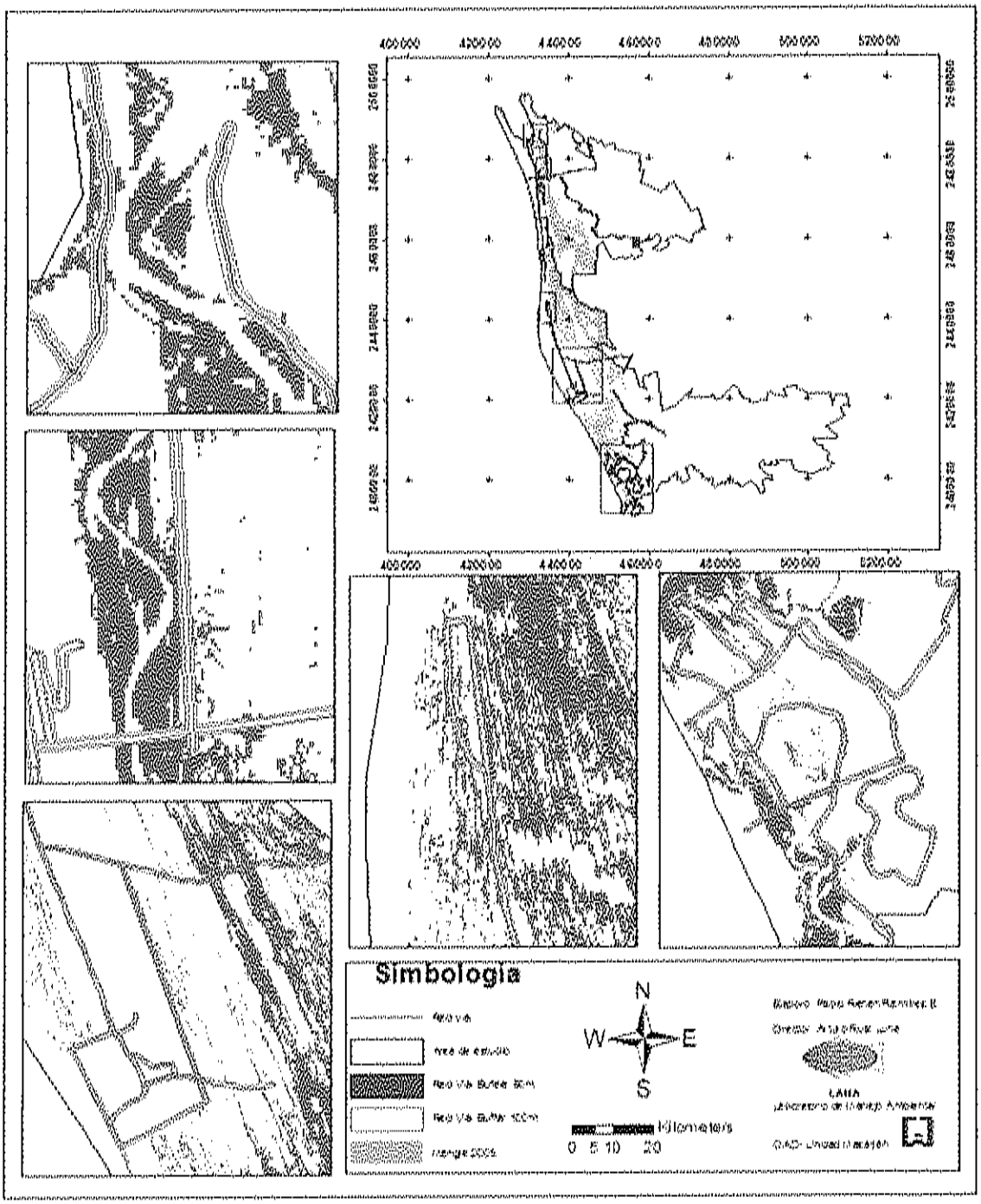

Figura 16. Zonas de impacto de Red Vial.

Los resultados del impacto generado por los polígonos generados a partir de las zonas indicadoras de la presencia de infraestructura muestran que una vez efectuado el proceso de generación de corredores si se observan diferencias en los valores de los índices del paisaje, por lo que la hipótesis nula se rechazó y se consideró que la eliminación y la reducción de parches próximos a los elementos antropogénicos tuvieron un impacto en la configuración de la cobertura del manglar.

Las métricas del paisaje para la zona de impacto más próxima a la cobertura de manglar (50 metros) indica que existe una reducción aproximada de 234 hectáreas (38,514 ha), mientras que el número de parches se incrementó en 45 alcanzando un total de 2245, además de presentar los valores más elevados de división del paisaje en la totalidad de las fechas analizadas (Cuadro 8). El valor de la dimensión fractal y del índice de agregación se mantuvieron estables, mientras que el índice de parche mayor y el tamaño medio de los parches se redujeron y los valores del índice de partición, tamaño efectivo de malla e índice de división, basados en el grado de coherencia, presentaron valores que nos indican que hubo una disminución del área, además de una cobertura más fragmentada con respecto a los valores observados para la imagen sin zona de impacto añadida.

Cuadro 8. Valores de las métricas del paisaje evaluadas sobre zonas de impacto (ZI) generadas como corredores a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit.

Métrica		2005	ZI 50m	ZI 100 m
Área total	AT	38748	38515	38197
Número de parches	NP	2206	2245	2201
Dimensión fractal	DF	1.53	1.53	1.53
Tamaño efectivo de malla	MESH	246.99	137.15	1972.08
Índice de división del paisaje	DP	0.998	0.999	0.998
Índice de partición	SPLIT	533.9	1007.2	484.2
Índice de cohesión de parche	IC	99.35	99.07	99.2
Índice de parche mayor	IPM	25.53	23.4	31.7
Tamaño medio de parches	AP	17.6	16.1	17.4
Borde Total	ET	2244180	2238300	2258100
Índice de agregación	IA	82.9	82.8	82.9

Para la zona de impacto de 100 metros se observó una reducción mayor en el área total de manglar, de aproximadamente 550 y si bien algunos indicadores como el índice fractal, el índice de división del paisaje y el tamaño medio de parches se mantuvieron en valores similares a los de la imagen sin adición de ZI, otros indicadores como el tamaño efectivo de malla, el índice de partición y el índice de parche mayor cambiaron notablemente.. Los mapas resultantes para las zonas de impacto de 50 y 100 metros se presentan a continuación para los municipios de Tecuala (Fig. 17) y de Santiago Ixcuintla (Figura 18), evaluando también el probable impacto de la cercanía de infraestructura a través de la generación de polígonos dentro de cada una de las áreas municipales correspondientes.

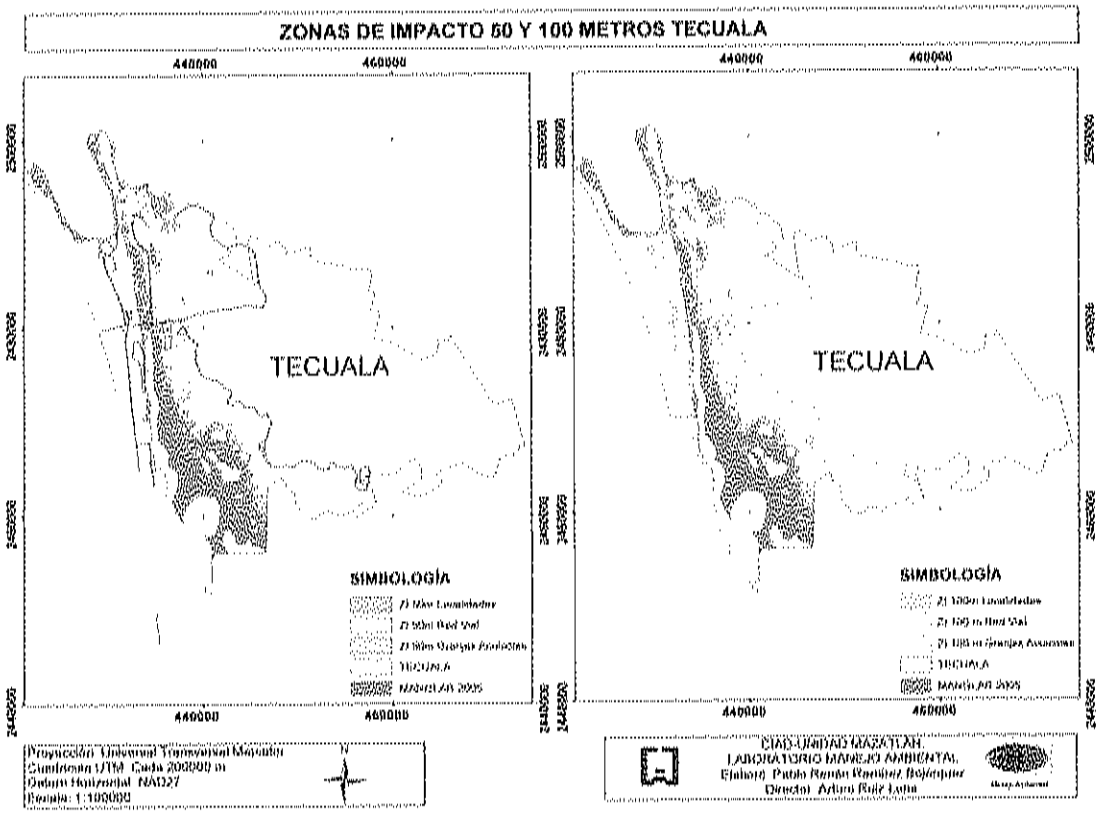

Figura 17. Zonas de impacto (ZI) de 50 y 100 m. generadas a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en el municipio de Tecuala, Nayarit.

Las métricas generadas para el municipio de Tecuala en la zona de impacto más próxima a la cobertura de manglar (50 metros), indican que existe una reducción aproximada de 74 hectáreas, asociada con disminución del número de parches (-6), mientras que para la zona de 100 metros la posibilidad de impacto se incremento, esperándose una reducción de 115, una disminución en el número de parches (-28), así como del tamaño efectivo de malla. Un indicador más que mostró cambio, similar para las zonas con corredores de 50 y 100, fue el índice de parche mayor que se incrementó hasta casi triplicarse. Para el resto de los indicadores hubo similitud en los valores alcanzados en la imagen del 2005 y las simulaciones con corredores de 50 y 100 m (Cuadro 9).

Cuadro 9. Valores de métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar de 2005 en el municipio de Tecuala (TEC05) y simulación de impacto probable sobre manglar en corredores (ZI) de 50 y 100 m de distancia a partir de polígonos de actividades antropogénicas.

Métrica	Símbolo	TEC05	ZI 50m	ZI 100m
Área total	AT	13862	13788	13673
Número de parches	NP	484	478	456
Dimensión fractal	DF	1.5	1.5	1.5
Tamaño efectivo de malla	MESH	1754.2	1684.7	1664.0
Índice de división del paisaje	DP	14.4	14.1	14.6
Índice de partición	SPLIT	2.0	2.0	2.0
Índice de cohesión de parche	IC	99.2	99.1	99.1
Índice de parche mayor	IPM	24.6	66.8	69.9
Tamaño medio de parches	AP	28.6	28.8	29.9
Borde Total	ET	579300	548700	551400
Índice de agregación	IA	87.9	88.2	88.1

Para el caso del municipio de Santiago Ixcuintla los resultados derivados de un análisis similar muestran una reducción similar en el área de distribución del manglar de poco mas de 150 ha dentro del primer corredor, aunque hubo incremento del número de parches, perdiendo casi el doble de la superficie anterior dentro del trazo del corredor de 100 m, aunque en este caso se manifestó una reducción del número de parches con respecto a ZI 50 (Cuadro 10).

Cuadro 10. Valores de métricas del paisaje evaluadas para la cobertura de manglar de 2005 en el municipio de Santiago Ixcuintla (ST105) y simulación de impacto probable sobre manglar en corredores (ZI) de 50 y 100 m de distancia a partir de polígonos de actividades antropogénicas.

Métrica	Símbolo	ST105	ZI 50m	ZI 100m
Área total	AT	24886	24726	24524
Número de parches	NP	1722	1763	1745
Dimensión fractal	DF	1.5	1.5	1.5
Tamaño efectivo de malla	MESH	4208.1	4729.3	8470.9
Índice de división del paisaje	DP	27.7	27.3	27.5
Índice de partición	SPLIT	1.5	2.9	2.9
Índice de cohesión de parche	IC	99.7	99.6	99.5
Índice de parche mayor	IPM	53.2	48.7	48.1
Tamaño medio de parches	AP	14.5	14.1	14.0
Borde Total	ET	1678800	3157138	3311032
Índice de agregación	IA	80.1	86.7	90.0

En términos generales se manifestaron cambios poco importantes en la mayoría de los indicadores. Sin embargo, además de la reducción de área de distribución de manglar, que se agregaría a la que históricamente se ha perdido, se detectaron variaciones importantes en el tamaño efectivo de malla, que prácticamente se duplicó, lo mismo que el índice de partición, mientras que se manifiesta una reducción del índice de parche mayor.

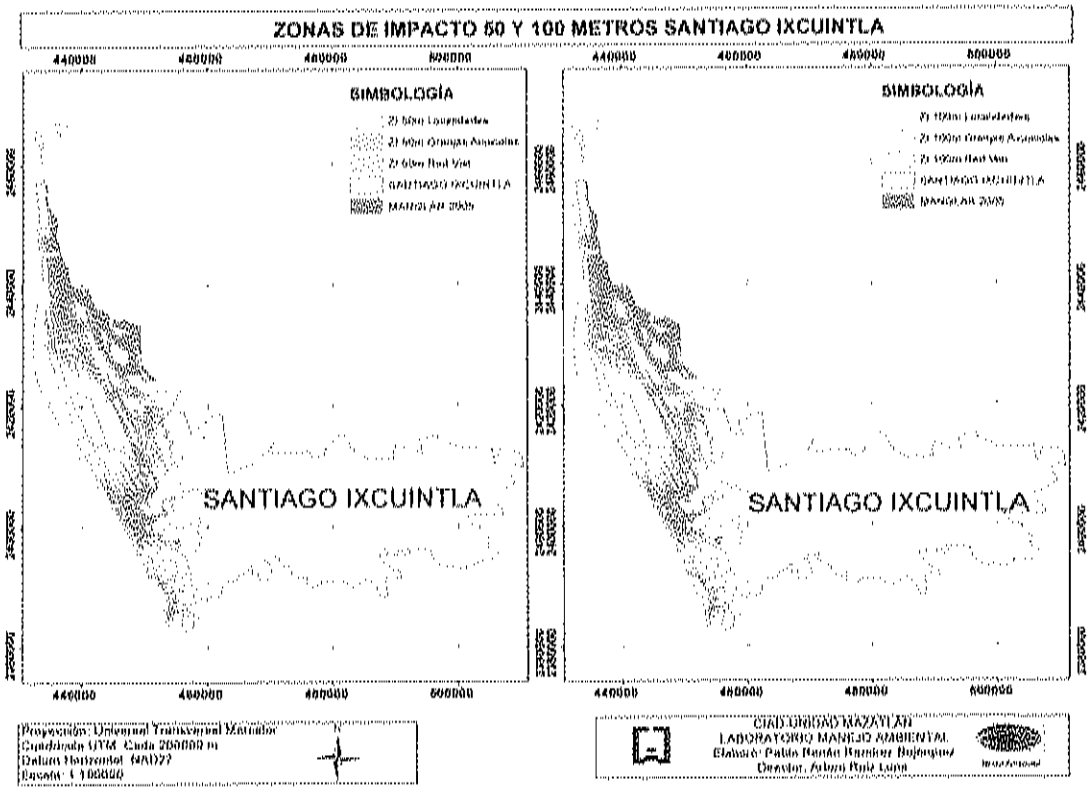

Figura 18. Zonas de impacto (ZI) de 50 y 100 m. generadas a partir de polígonos de actividades antropogénicas con posible efecto sobre la cobertura de manglar del año 2005 en el municipio de Tecuala, Nayarit.

Detección de Zonas con Potencial de Riesgo y Áreas Susceptibles de Restauración

En términos generales, los anteriores resultados permiten ubicar los parches más representativos en función de su tamaño y localización para las 5 fechas del análisis (Figura 19). Se encontraron dos zonas núcleo principales de la cobertura de manglar, la primera se encuentra en la parte norte de la laguna de Agua Brava la cual ha mantenido su conectividad, y el tamaño de parche constante en las fechas mas recientes. La otra zona núcleo es la que se encuentra en la parte sur de la laguna de Agua Brava y es donde

se presenta la mayor pérdida de conectividad, ya que se encontró un rompimiento del parche mayor en unidades mas pequeñas y separadas, esto es un incremento de la fragmentación en la evolución de la zona núcleo de la cobertura de manglar para esta zona, que se aprecia en los valores del área de los parches y de los índices del paisaje generados anteriormente.

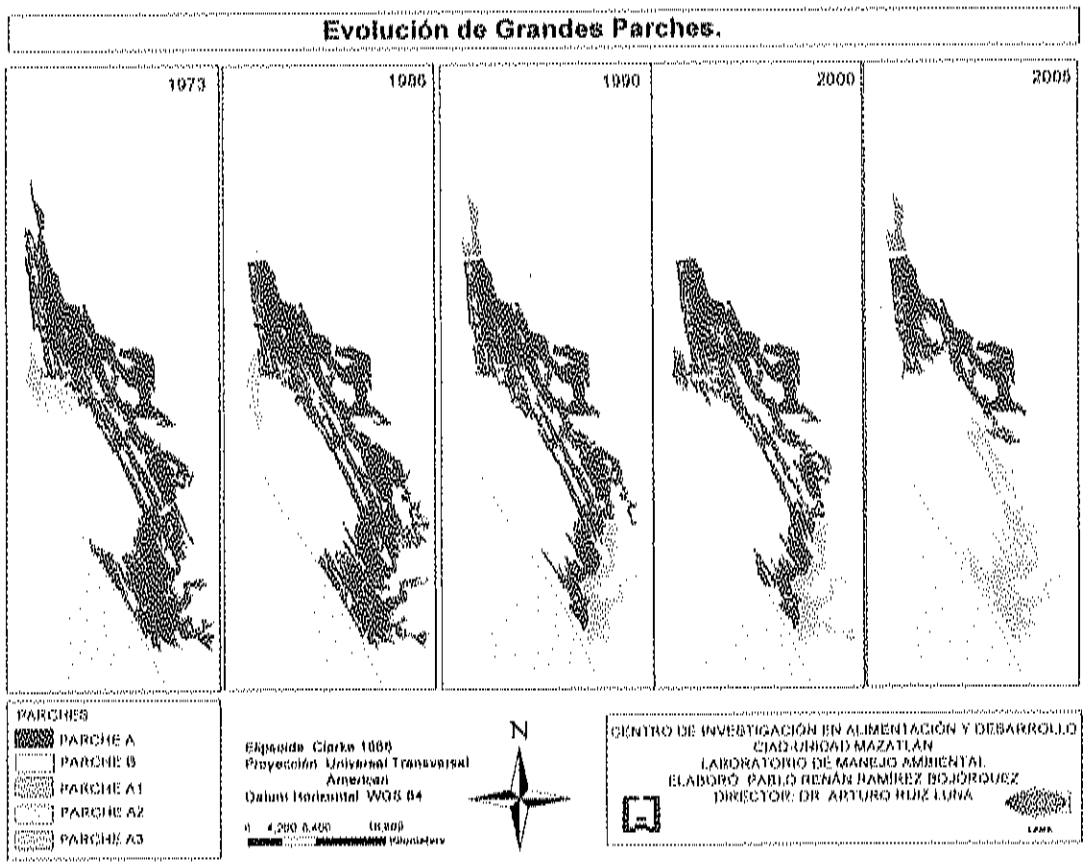

Figura 19. Evolución de los parches de mayor tamaño de la cobertura de manglar de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, Nayarit1 973 a 2005.

De acuerdo a los resultados generados a partir de la configuración espacial de los parches y de las tablas de contingencia, se proponen cuatro zonas con cobertura de manglar susceptibles de protección y restauración con base en tamaño y estructura de los parches. La primera de estas áreas corresponde a los parches ubicados de la parte sur

del estero de Teacapán hasta la parte norte de la localidad de Novillero. La segunda está ubicada desde la parte sur de Novillero hasta los límites del municipio de Tecuala con la laguna de Agua Brava. Por otro lado las áreas que han sufrido reducciones mayores al 25% desde 1973 a la fecha del presente estudio y con potencial de riesgo, se localizan en el municipio de Santiago Ixcuintla y se ubicaron desde el canal de Cuautla hasta boca de Camichín por su parte central. La última de las zonas corresponde al área de parches localizada desde Playa Sesteo hasta el límite del municipio de Santiago Ixcuintla con el municipio de San Blas (Figura 20).

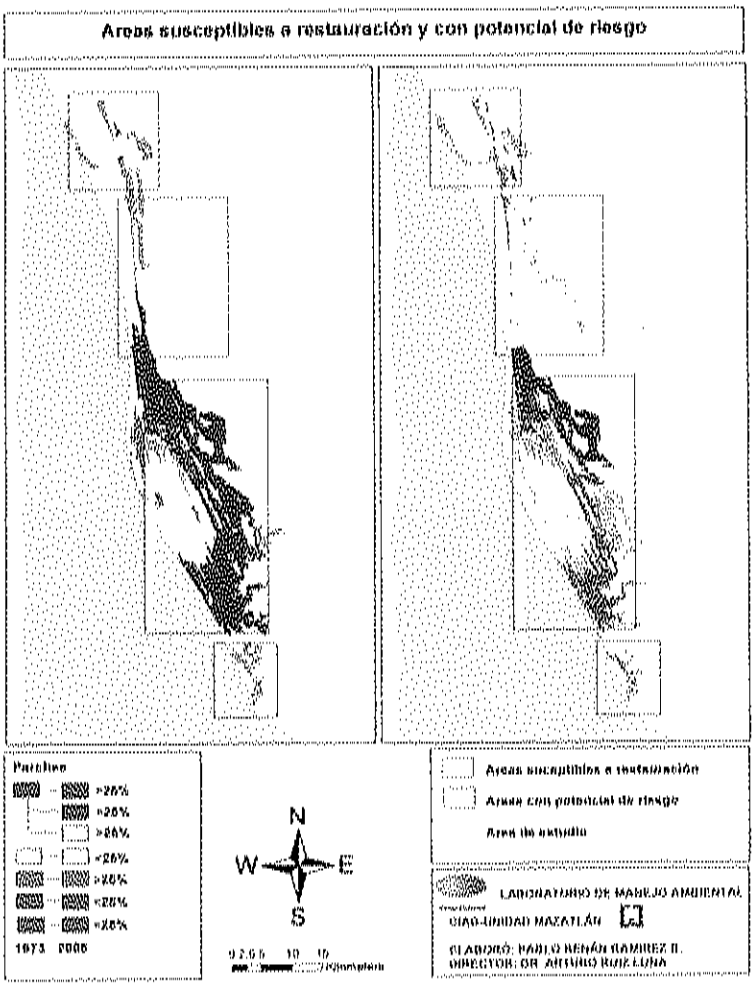

Figura 20. Áreas con potencial de riesgo y susceptibles a restauración. Porcentajes correspondientes a parches con fragmentación mayor o menor de 25%.

DISCUSIÓN

Los manglares son humedales costeros característicos de las zonas tropicales y subtropicales, que por sus particularidades biológicas, ecológicas e inclusive escénicas, ha propiciado su uso intensivo, lo que los convierte en uno de los hábitats más amenazados del planeta. En la actualidad las áreas donde se distribuye esta cobertura vegetal se encuentren bajo múltiples e intensas presiones que se han traducido principalmente en impactos en su funcionamiento, incremento en la contaminación y cambios en la configuración de estos hábitats (MacNae 1974; Norudin, 1987; Osborne, 2000). La detección oportuna de estas transformaciones es vital para garantizar la permanencia y continuidad de algunos procesos costeros, a través de la implementación de planes y programas de manejo costero, que incluyan además de los manglares a los otros sistemas con los que esta cobertura interactúa.

Considerando esto, las técnicas de percepción remota y los sistemas de información geográfica permiten dar seguimiento a estos cambios, ya que a partir de sus distintas aplicaciones es posible generar información que permiten la revisión histórica y al mismo tiempo facilitan la continua actualización y sistematización de los inventarios de recursos naturales. Esta información es una de las condiciones iniciales para el desarrollo de planes de manejo y conservación de este tipo de ecosistemas.

Por otra parte, los programas de manejo son eficientes en la medida en que las propuestas que lo integran, además de contener información técnica relevante, sean realistas y puedan ser llevadas a cabo por las instancias oficiales que los requieren. Así, el objetivo central del presente trabajo fue evaluar los cambios en la cobertura y patrones de distribución espacial de los manglares y su relación con el desarrollo de actividades antropogénicas dentro los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, en Nayarit. Es importante señalar que el Municipio es el nivel mínimo de gobierno en el cual es posible realizar exitosamente diversos tipos de gestión a nivel local. Es evidente que los ambientes naturales no se circunscriben a límites geopolíticos y que lo ideal es llevar a

cabo este tipo de análisis hacia la totalidad del o los sistemas naturales involucrados. Sin embargo, como se señala más arriba, los planes deben partir de situaciones realistas y en ese sentido, el nivel de municipio garantiza un mínimo de gestión, particularmente cuando existe el interés oficial, manifestado en el apoyo económico al presente estudio.

Para concretar este trabajo se estableció una serie de objetivos particulares orientados a lograr el objetivo central antes señalado. Dentro de estos, se consideró pertinente estimar la cobertura actual de manglar (2005) y revisar los cambios que se han presentado en fechas anteriores, a partir de 1973, lo que implica un periodo superior a 30 años. Partiendo de esta revisión fue posible contar con una primera aproximación a los cambios en extensión sufridos por la cobertura de manglar en el periodo comprendido dentro de este estudio, pero también se estableció como objetivo caracterizar los patrones de fragmentación de la cobertura con la utilización de métricas del paisaje así como el grado de asociación que tiene dicha cobertura con actividades antropogénicas, lo que en conjunto ha permitido un análisis integral de los cambios sobre los manglares de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla. En general, cada objetivo fue cubierto con mayor o menor grado de profundidad, pero en conjunto se obtuvieron resultados de utilidad para el manejo de estos ecosistemas, particularmente considerando las diferencias entre las imágenes evaluadas, especialmente en lo que se refiere a la resolución espacial, que en el mejor de los casos correspondió a píxeles de aproximadamente 30 m por lado y considerando también las diferencias en la resolución espectral, menor en las imágenes correspondientes a 1973 y 1986. Aún considerando estas diferencias, los resultados que aquí se presentan permiten contar con un panorama amplio sobre las tendencias de cambio y situación actual de los manglares estudiados.

Como en otros trabajos efectuados con aplicaciones de técnicas de percepción remota y de sistemas de información geográfica, se reitera aquí que estas herramientas permiten análisis periódicos y a un costo relativamente bajo, de este tipo de coberturas, una vez que se cuenta con la infraestructura y experiencia necesarias. Con métodos similares a los que aquí se han empleado, se ha desarrollado una variedad de estudios en los que los autores coinciden en la eficacia de estas técnicas para la evaluación de

manglar con un alto porcentaje de exactitud. (Biña *et al.*, 1980; Green *et al.*, 1998, Acosta-Velázquez, 2003; Monzalvo-Santos, 2006; Berlanga-Robles, 2006).

En ese sentido, la evaluación de la exactitud de la clasificación de la escena de fecha más reciente (2005), pese a contar un valor de exactitud total de la clasificación por arriba del 87%, con un estimador del coeficiente de Kappa (K') de 0.83, indicadores de alta concordancia en la clasificación de las imágenes con respecto a los datos de referencia, no es muy elevado con respecto a la cobertura de manglar. Es importante recordar que las escenas que componen el mapa final, corresponden a tres imágenes que fueron clasificadas de manera independiente, obteniendo en cada caso valores superiores al 80% de exactitud global, por lo que fueron aceptadas y finalmente concatenadas. Como resultado de esta concatenación, la generación al azar de nuevos puntos de prueba para la escena completa dio valores más bajos de exactitud del productor para la clase manglar (aproximadamente 76%), aunque son elevados en lo que corresponde a la exactitud del usuario (93%). En ambos casos y de acuerdo con la propuesta de Landis y Koch (1977), los valores de K' pueden ser asociados con una clasificación con concordancia casi perfecta, si bien se considera que deberán de mejorarse estos niveles de exactitud en futuros trabajos.

Por lo que a la exactitud del análisis de detección de cambio se refiere, se ha recomendado que para la comparación de imágenes de fechas distintas, éstas se clasifiquen de manera independiente obteniendo valores altos de exactitud de manera individual, ya que estos valores se pueden reflejar en la exactitud final de la comparación post-clasificatoria (Mas, 1997). Dado que los criterios de selección de campos de entrenamiento y algoritmos de clasificación fueron los mismos en todas las escenas que integran al presente trabajo, se asume en lo general que los mapas presentaron exactitudes cercanas a los obtenidos en los mapas del 2005 (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Munyati, 2000), ya que para las fechas restantes no se contó con información auxiliar que permitiera estimar de manera independiente la exactitud de las clasificaciones. Con este criterio la comparación post-clasificatoria permite definir

diferencias y similitudes aún entre imágenes de satélite con diferente resolución espacial y/o radiométrica.

Con respecto al proceso de clasificación, es importante señalar que no existe una técnica estandarizada para evaluar la extensión y características de los manglares que sea aplicada a nivel mundial y dependiendo de ello se obtendrán distintos resultados (Green *et al*, 2000). En el presente estudio se aplicó una técnica de clasificación de tipo supervisada, a fin de obtener una estimación de la extensión y distribución del manglar como una clase general.

De acuerdo con los resultados de las clasificaciones, se estima que para el periodo de estudio la cobertura de manglar presentó una reducción de aproximadamente 12,000 ha, lo cual equivale a 27% de la superficie estimada para el año 1973. Si bien la pérdida de casi un tercio de la superficie total de manglar en la región representó una disminución aproximada a razón de 0.82% anual, se manifestaron periodos en los que este indicador anual prácticamente se triplicó (1986-1990), presentándose de cualquier manera como algunas de las tasas de deforestación más altas registradas en el noroeste del país. Al respecto, cabe mencionarse que estos resultados se refieren exclusivamente a los límites municipales de Tecuala y Santiago Ixcuintla, los cuales forman parte del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales. Por otro lado se pueden tomar como referencia las tasas de deforestación registradas en otros estudios y sustentadas con evaluaciones de exactitud de sus clasificaciones tales como las realizadas por Pantoja *et al.* (1991), Ramírez-Zavala (1998), Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (1998, 1999a) y Monzalvo-Santos (2006) para diferentes áreas de manglar en Sinaloa y por Pérez y Pérez (1991), Acosta-Velázquez (2003) y Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002) y Berlanga-Robles (2006) para la laguna de Términos, Marismas Nacionales y para el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. Estos autores encontraron tasas de deforestación que van de 0.2 a 1.9% anual y aunque estos niveles son probables a nivel local, en términos generales no son tan elevados como proponen López-Portillo y Ezcurra (2002), de aproximadamente 5% anual a nivel nacional.

El nivel de pérdida de cobertura de manglar detectada en el presente estudio, sigue un ritmo general de reducción de aproximadamente 400 hectáreas por año, aunque es importante destacar que una fracción correspondiente a aproximadamente el 64 % del total de la cobertura se ha mantenido constante durante todo el periodo comprendido en el análisis, destacándose que esta área pudiera considerarse como posible zona núcleo para efectos de conservación.

Dadas las características del presente trabajo, no es posible determinar con seguridad las causas o fuentes generadoras de deforestación, para la que diversos autores sugieren que se asocia principalmente a los impactos generados por la apertura del canal de Cuautla en 1972. Carrera y De la Fuente, 2001 reportan una mortalidad de 8,000 hectáreas en Teacapán-Agua Brava por el impacto generado por la construcción de este canal. Acosta-Velázquez 2003, reportó un área de 63,671 hectáreas de manglar asociando la perdida de 3,335 ha de manglar por superficies acuáticas debido a los impactos generados por la construcción del canal y otros factores. Ruiz-Luna *et al.* (2005), mencionan que la construcción del canal tuvo un efecto negativo en el bosque de manglar debido a los cambios en los patrones naturales de circulación e incremento de la salinidad en el agua reduciendo el aporte de agua dulce a los sistemas estuarinos, produciendo la consecuente muerte de mangle. Por otra parte, los fenómenos naturales como las tormentas y huracanes han impactado considerablemente la cobertura de manglar. Kovacs *et al.*, (2001b) y Tovilla y Orihuela (2004) han reportado que el pasó del huracán Rosa en octubre de 1994 provocó en el mangle una reducción de alrededor del 10% de su cobertura general, pero con pérdida de hasta el 40% para los estratos arbóreos más altos, afectando principalmente a *L. racemosa* y *A. germinans*. Los impactos de las tormentas tropicales y huracanes en esta región son frecuentes, si bien no han sido estudiados de manera amplia (Kovacs *et al.*, 2001b). Adicional a los impactos generados por la apertura del canal y el paso de los huracanes, se deben considerar los impactos antropogénicos causados por los cambios de uso de suelo, la construcción de canales, drenes, caminos y granjas acuícolas sobre los humedales, que se discutirán mas adelante.

De acuerdo con los resultados, la mayor deforestación se ha dado en la cobertura ubicada en el municipio de Santiago Ixcuintla, para el que es evidente la degradación, particularmente en la parte central de este municipio. Por otro lado, en lo que corresponde al municipio de Tecuala, se presenta un efecto inverso ya que el área de cobertura de manglar se ha incrementado como una probable consecuencia de la pérdida de pequeñas lagunas y esteros, que han sido colonizadas por manglar, aunque es evidente que el deterioro del régimen hidrológico que ha afectado a dichos cuerpos de agua tendrá repercusiones sobre la cubierta de mangle que se ha incorporado al paisaje.

En cuanto al análisis de los patrones espaciales, para el presente trabajo se determinó evaluar 10 métricas del paisaje para analizar los patrones espaciales de la cobertura de manglar de las 5 fechas dentro del periodo de estudio y determinar el grado de fragmentación que se ha presentado. La cuantificación de fragmentación del paisaje a través de índices del paisaje es una práctica común en ecología del paisaje y disciplinas relacionadas. Estos índices registran algunas de las características espaciales consideradas como relevantes para diferentes procesos ecológicos (Forman, 1995).

En particular los índices de fragmentación derivados de datos de percepción remota se están utilizando cada vez más para la valoración del paisaje y la caracterización de cambios en las coberturas terrestres (Luque *et al.*, 1994; Sachs *et al.*, 1998; Chuvieco, 1999; Griffiths *et al.*, 2000). Además de que la fragmentación es un concepto básico, es uno de los más difundidos en ecología del paisaje, ya que se caracteriza por una disminución de la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos, islotes o parches (Burel y Baudry., 2002).

Según indican los resultados del presente estudio, existe un incremento en la cantidad de parches de 1172 a 2206 entre 1973 y 2005, lo que en promedio anualizado corresponde a un aumento de 1.46%. Es importante resaltar que la técnica para la evaluación de la fragmentación incluía la eliminación de parches menores de cuatro pixeles, equivalentes a 0.36 ha. Aún con este procedimiento, aproximadamente 50% de los parches que quedaron en los mapas temáticos definitivos estuvieron representados por unidades menores de una hectárea en todas las fechas analizadas. Indicadores de área

como el tamaño medio de los parches y el índice de parche mayor presentaron tendencias negativas. Una reducción progresiva en el tamaño de los parches es un indicador clave de la fragmentación del hábitat, ya que conforme disminuye el área promedio de los parches aumenta la fragmentación entre clases y paisajes (McGarigal y Marks, 1994). Además, la disminución del área total y el incremento del número de fragmentos implican una desintegración del hábitat interior que puede influenciar a las especies que sustenta el ecosistema de manglar (Acosta-Velázquez, 2003).

Para la totalidad del sistema Teacapán-Agua Brava, Berlanga-Robles (2006) encontró que la gran mayoría de los parches eran pequeños, esto es, que el 90% de los parches representaban menos del 10% del área total. Por otra parte los valores del índice de parche mayor, que representa la proporción del parche de mayor tamaño con respecto al área total, presentaron valores que significan una disminución del área de manglar. De manera similar, Acosta-Velázquez (2003) reportó un incremento anual del 2.6% en el número de parches (324 a 417 parches), así como también una disminución en el área promedio de los parches y en el área total, todos resultados análogos a los encontrados en el presente trabajo. De igual manera Essaye, (2005) estimó para la cobertura de manglar de San Blas una disminución del área promedio de los parches y un incremento en el número de parches de 1973 a 2000.

La configuración de los parches identificados en el presente trabajo permitió ubicar cuatro zonas principales de distribución de los fragmentos o parches de manglar, de las cuales dos se identificaron como parches parentales. Este último término es frecuentemente asociado con manglares con extensiones grandes y donde la oportunidad de establecimiento de semillas es grande a diferencia de las áreas inhóspitas que rodean a estos parches (Osborne, 2000).

La primer zona se ubicó en la parte norte del área de estudio y bordea el estero de Teacapán hasta la comunidad del Roblito; la segunda zona corresponde a un parche parental de más de 10,000 hectáreas que se ha mantenido constante asociado a la laguna de Agua Grande por su parte norte; la tercer zona está asociada a la parte sur de laguna de Agua Brava donde se identificó el segundo parche parental, también de dimensiones

superiores a las 10,000 ha, siendo éste el que ha presentado la mayor reducción en su cobertura. Por ultimo se identificó un conjunto de parches en la parte sur del municipio de Santiago Ixcuintla.

Otro de los indicadores, la dimensión fractal perímetro-área es una métrica que proporciona información sobre la irregularidad del borde de los parches, cuyos límites teóricos están entre uno y dos, con valores próximos a dos indicando mayor complejidad (Hargis *et al.*, 1998). Los resultados de dimensión fractal se mantuvieron constantes en las 5 fechas (1.5) al respecto Hargis *et al.*, (1998) menciona que si las perturbaciones se presentan a manera de parches discretos los valores de dimensión fractal se mantienen constante o presenta variaciones mínimas aún cuando el nivel de perturbación aumente significativamente. Este ha sido utilizado como una medida de disturbio humano en el paisaje. La premisa es que aquellos límites naturales como la vegetación tienen formas más complejas que aquellos que son el resultado de actividades humanas, tales como campos agrícolas. Cuando incrementa el impacto humano la dimensión fractal del paisaje disminuye (Krummel et al., 1987; O'Neill *et al.*, 1988). Utilizando el método perímetro-superficie, Krummel *et al.*, (1987) demostraron que los fragmentos forestales de la llanura aluvial de Mississippi, fuertemente utilizada para la agricultura, tiene una dimensión fractal menor que los extensos bosques de las zonas altas. Concluyen que los límites creados por el hombre son mucho más rectilíneos que aquellos ligados a las estructuras geomorfológicas.

Con relación a este índice Acosta-Velázquez (2003) reportó un valor de 1.14 de dimensión fractal, para el paisaje general de Marismas Nacionales, el cual tiene un alto grado de impacto antropogénico, mientras que determinó 1.22 para la cubierta de manglar en particular. Por otra parte Farina (2000) presentó valores de dimensión fractal de 1.3, categorizando al paisaje asociado como uno que ha observado una notable intervención humana y cuyas coberturas han ido adquiriendo simetría a través del tiempo por acción antrópica. De manera similar al presente trabajo, Berlanga, (2006), presentó valores de dimensión fractal que variaron en las evaluaciones de mapas temáticos del sistema Teacapán-Agua Brava, de distintas fechas.

Los resultados del tamaño efectivo de malla presentan una disminución en los valores en las cinco fechas (de 435 a 247), donde esta métrica equivale a la media ponderada del área de los parches (Neel *et al.*, 2004), mientras que los valores del índice de partición presentan tendencia positiva (incrementos en las cinco fechas del análisis). Por otro lado para el índice de división se presenta un resultado de 0.99 en todas las fechas, siendo 1 el valor teórico máximo y corresponde a la mayor desagregación de los parches (Jaeger, 2000).

Los valores obtenidos de los índices de división del paisaje, tamaño efectivo de malla y de partición son indicadores de fragmentación basados en el grado de coherencia que se define como la probabilidad de que dos animales ubicados en dos áreas diferentes de un mismo paisaje puedan encontrarse (Jaeger, 2000). Los resultados del borde total presentan valores que se incrementan lo cual es un indicador de cambio en la condición de la cobertura de manglar, por influencia antropogénica. Al respecto el hombre juega un papel fundamental en el incremento del tamaño de los bordes, la vegetación es ajustada o emparejada según los usos de la tierra, en cada región, los bordes son creados regularmente por actividades agrícolas y ganaderas y tienden a simetrizar también las coberturas naturales, determinando la forma y el largo de los límites de borde de las coberturas boscosas (Forman, 1995). De acuerdo con la forma que tenga un parche de una superficie dada, varía la relación borde – superficie (Etter, 1991), lo cual tiene implicaciones marcadas sobre la composición y los gradientes energéticos que se crean hacia la matriz circundante. Este fenómeno es llamado efecto de borde y sus implicaciones dependen en gran medida del tamaño y forma del mismo así como de la configuración espacial resultante del conjunto de fragmentos, implican cambios en las condiciones ambientales del interior del fragmento como modificaciones en el microclima por las variaciones de la insolación y los efectos del viento, lluvias y heladas, entre otros.

Una vez concluido el análisis a nivel general de área de estudio, se determinaron las posibles diferencias en los patrones de fragmentación a nivel de municipio, determinándose que en lo correspondiente a Tecuala la cobertura de manglar representa

aproximadamente el 36% del área total ocupada por manglar, correspondiente a aproximadamente 14,000 hectáreas, contenidas en un total de 498 parches. Por otro lado la cobertura de manglar del municipio de Santiago Ixcuintla es de aproximadamente el doble, representando 64% del total y distribuidas en 1722 parches, lo que implica un número de fragmentos entre tres y cuatro veces superior al observado en Tecuala.

Esta proporción tuvo un efecto inmediato en la evaluación de los indicadores de las métricas del paisaje por municipio, donde en principio resalta una reducción en el tamaño medio de parche para Santiago, por debajo de la media a nivel de área de estudio y representando aproximadamente el 50% del tamaño del fragmento promedio en Tecuala. Conjuntamente con los valores observados para los índices de División del paisaje, Tamaño efectivo de malla, Borde total y el Índice de agregación, se presenta un escenario de mayor impacto en el municipio de Santiago Ixcuintla.

Al analizar el conjunto de resultados de estas métricas en las cinco fechas a nivel general, se apreciaron valores que pueden ser relacionados con impacto de tipo antropogénico. Conscientes de lo anterior, parte de los objetivos se planteaban el análisis del impacto que puedan generar sobre la conectividad del manglar la presencia de actividades antropogénicas o la instalación de infraestructura, a fin de contar con elementos para mayor comprensión de los procesos que ocurren sobre la cobertura de manglar.

Dado que el crecimiento agrícola es indiscutiblemente el principal agente de cambios de uso de suelo, así como de los procesos asociados tales como deforestación, degradación de suelos, modificación de curso y caudal de corrientes de agua, se consideran como el principal agente degradante del paisaje y en consecuencia del manglar como elemento del mismo. Sin embargo la delimitación de sus fronteras, particularmente en una dimensión temporal y de su efecto directo en la pérdida de cobertura no es fácil de determinar, ya que es una cobertura muy dinámica, pudiendo observarse una misma zona con cubierta vegetal, como suelo desnudo o como área de cultivo, dependiendo de la época del año y de otros factores asociados al cultivo. Por ello, para los fines del presente estudio, se consideraron únicamente los efectos directos

causados por la presencia de instalaciones acuícolas, localidades urbanas y rurales y la infraestructura vial.

De acuerdo a diversos estudios a nivel mundial, algunos autores estiman una pérdida del 20 al 50% de los ecosistemas de manglar por el impacto de la camaronicultura en las ultimas décadas y considerando los antecedentes que se tienen en países como Ecuador y Filipinas donde la camaronicultura ha tenido efectos negativos sobre los sistemas de manglar (Honculada-Primavera, 1993; Boyd y Clay, 1998) se ha llegado a asumir que la deforestación del manglar ocurre de manera proporcional al área ocupada por el desarrollo de esta actividad en cualquier área del mundo.

Aunque no indica la magnitud del impacto, Flores-Verdugo, (1997) ha considerado a la camaronicultura como una actividad antropogénica fuertemente perturbadora de manglar, sin embargo Hernández y Ruiz (2000), Alonso-Pérez *et al.* (2002) y Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002), entre otros, han apuntado que si bien la camaronicultura tiene un efecto negativo sobre los manglares, por lo menos en el noroeste de México la construcción de estanquería no ha desplazado de manera directa al manglar.

Por otro lado debe considerarse que la infraestructura vial, como carreteras, autopistas y canales son elementos lineales que juegan un papel de barrera, conductor, hábitat, sumidero o fuente en el paisaje que atraviesan. La construcción de una vía de transporte contribuye a la reducción y la fragmentación de los hábitats (Burel y Baudry., 2002). En particular, las infraestructuras lineales tienen un impacto significativo en los humedales costeros ya que rompen con la dinámica paisajística impidiendo el movimiento de las poblaciones locales, modificando los patrones hidrológicos y de sedimentación e incrementado el acceso de humanos a estos hábitats. (Patterson, 1982; Ramírez-García et al, 1997; Kathiresan y Bingham, 2001; Liu y Cameron, 2001; Valiela *et al.*, 2001; Geneletti, 2003). Además de los efectos negativos, paralelamente se generan nuevos hábitats como los espacios verdes creados a ambos lados de la carreteras, que pueden tener un papel ecológico nada desdeñable. Frecuentemente estos medios se mantienen en un estado de sucesión poco avanzado, sirviendo de hábitat a

numerosas especies, algunas de las cuales pueden ser localmente raras. Además los bordes de las carreteras pueden ser una fuente de individuos adventicia o perjudicial. El aislamiento generado por la creación de una carretera esta ligado a la asociación de los efectos sumidero y barrera que modifican la permeabilidad del paisaje. El efecto barrera puede deberse a la superficie descubierta de la carretera a la alteración de los medios situados en los bordes. El aislamiento tiene un efecto desfavorable sobre la densidad de la población y las posibilidades de supervivencia, asimismo la ruptura provocada por una carretera es igualmente importante en el funcionamiento de las poblaciones cuando interrumpe los flujos entre los elementos de una unidad funcional (Burel y Baudry., 2002).

La tercera actividad antropogénica considerada en el presente estudio fue el de las comunidades o centros de población, debido a que han dado diferentes usos al manglar, asentándose algunas de ellas en las cercanías de los manglares, al pasar de ser campos pesqueros a pequeñas urbanizaciones. Kovacs *et al.* 2000a, Hernández *et al.* (2005) y Essaye (2005), refieren los diversos usos del manglar por las comunidades de la región de estudio, destacando entre otros los usos para la construcción de interiores en casas habitación, la construcción de tapos, ramadas, y para colgar el tabaco. Además el manglar es extraído para la obtención de leña, carbón, astillas y pulpa, (Tovilla, 1994).

Los resultados generados a partir de la evaluación de las zonas de impacto, que se establecieron dentro de un límite de 100m de acuerdo a la normatividad existente sobre manglar, indicaron que aunque la franja o corredor artificialmente creados provocarían la reducción de aproximadamente 200 ha de manglar para la zona de impacto de 50 m, incrementándose a aproximadamente 500 ha en la zona de impacto de los 100 m, las métricas o indicadores del paisaje no varían de manera substancial.

Dentro de la zona de impacto de los 50m se generaron 45 nuevos parches, pero el número se estabiliza dentro de la franja de los 100 m, por lo que el número de parches se mantuvo prácticamente constante. De igual manera, hubo cambios marginales en la mayoría de los indicadores, lo que de alguna manera señala que el impacto que los

ambientes artificiales han tenido sobre el manglar ya no tiene repercusiones posteriores sobre esta cobertura debida exclusivamente a su cercanía.

Los resultados obtenidos al evaluar los mismos indicadores pero a nivel de municipio, simulando áreas de impacto con distancias de 50 y 100 a partir de las actividades antropogénicas, señalan que para Tecuala se presentaría una reducción de 72 hectáreas de manglar dentro de la zona de impacto de 50 metros y que se incrementaría de manera significativa, a 115 ha, dentro de la zona de impacto de 100 m. Por otro lado, en el municipio de Santiago Ixcuintla las posibilidades de impacto son mayores pues se asocia una reducción de 160 hectáreas y un incremento de 41 parches dentro de la franja de 50 m, mientras que para la zona de impacto de 100 metros habría una reducción de 362 ha, lo que implicaría una disminución del 1 al 2% del total evaluado para 2005. Estos resultados confirman lo mencionado anteriormente donde la zona que presenta mayor fragmentación es la parte sur del área de estudio que corresponde al municipio de Santiago Ixcuintla.

La hipótesis que se planteó con esta parte del método consideraba que la proximidad de la infraestructura urbana, vial y acuícola ejercía un efecto negativo sobre la cubierta de manglar, generando una mayor fragmentación. Se esperaba que el mayor número de parches de pequeño tamaño se encontraría en asociación con las actividades antropogénicas, por lo que la aplicación de los corredores tendería a reducir su número al ser absorbidos por las franjas simuladas dentro del SIG. De igual manera se esperaba que el tamaño promedio y el tamaño efectivo de malla se incrementarían al eliminar a los parches pequeños y numerosos. Dado que esto no ocurrió en todos los casos, se presume que el efecto fragmentador de estas actividades ocurre de manera diferencial y que es mayor al momento inicial del desarrollo de la actividad, reduciéndose posteriormente su efecto Sin embargo se requieren análisis más detallados para tener una conclusión definitiva a este respecto.

Con respecto a la utilización de zonas de impacto en humedales, Kelli *et al.*, (2000), encontraron a partir de la clasificación de imágenes Landsat TM (1984 a 1992) y la generación de una serie de corredores (2, 5, 10, 55, 60, 90 m.) que se presentaron

alteraciones moderadas generadas por los impactos de la construcción de un camino en un área específica de una zona de humedales en la costa norte de Carolina. Por otra parte, Hawbaker *et al.*, (2004) evaluaron el impacto causado por las carreteras en un paisaje del norte de Wisconsin, generando corredores o *buffer* de acuerdo al tipo de camino y calculando las métricas de parches terrestres. Midiendo la fragmentación de acuerdo a los valores resultantes de la media, mediana y área de parche, estos índices mostraron una elevada fragmentación en áreas con alta densidad de asentamientos humanos, lo cual no es el caso de los municipios de Tecuala y Santiago Ixcuintla, donde las densidades poblacionales son relativamente bajas.

Para inhibir el impacto generado en la cobertura de manglar se recomienda la generación de corredores verdes. Según Harvey (2003) las corredores pueden ayudar en la conservación de la biodiversidad por medio del incremento de la cantidad de cobertura arbórea y, por lo tanto, el aumento de la disponibilidad de hábitats y recursos, como por la mejora de la conectividad de los paisajes. Por medio de la provisión de sitios donde posarse, alimentarse o anidar, los corredores verdes pueden servir como hábitats parciales para algunas especies animales dentro de los paisajes. Los corredores verdes también generan importantes roles ecológicos para estas áreas de menor biodiversidad disminuyendo los efectos negativos de la fragmentación de parches, ya que contribuyen al acortamiento de las distancias entre los sitios (Sibley, 2001).

Finalmente, la propuesta de áreas de conservación y zonas de riesgo merecen un estudio de mayor alcance que el presente, pues dados los elementos contenidos en este trabajo solamente se pueden hacer designaciones de una manera general, considerando las variaciones que en término de reducción del tamaño de parche se han dado en la zona de estudio. Aunque esto se considera como un buen inicio para la propuesta de zonas de manejo, deben incorporarse otros elementos tales como los propuestos por Berlanga-Robles (2006), Monzalvo-Santos (2006) y Ruiz-Luna *et al.* (2006), quienes incorporan otro tipo de indicadores de la condición de manglar (índices de vegetación, estructura forestal, dinámica del manglar) para llegar a propuestas de zonas de manejo a nivel de paisaje. A nivel local y para definir de manera estricta áreas para restauración o manejo

forestal, deberá asumirse además la necesidad de estudios de microtopografía asociada a flujos de mareas y estimación de rodales, tal como lo proponen Agraz *et al.*, (2001) y Valdez (2002).

CONCLUSIONES

El uso de imágenes de satélite aplicado a la evaluación de manglar de los municipios de Santiago Ixcuintla y Tecuala, Nayarit, ha permitido determinar que para el periodo comprendido entre 1973 y 2005, esta región presenta una de las mayores tasas de deforestación de manglar dentro del noroeste de México.

La mayor pérdida de cobertura de manglar está asociada con el municipio de Santiago Ixcuintla, donde el principal parche representaba en 1973-1986 más del 60% del manglar en el área de estudio, habiendo reducido su representatividad a menos de un tercio del área, mientras que en Tecuala se observa un fenómeno inverso con colonización de manglar en zonas anteriormente correspondientes a pequeñas lagunas y esteros, siendo una probable respuesta a las modificaciones del régimen hidrológico.

La mayoría de los indicadores del paisaje señalan que la cobertura de manglar de la zona de estudio se ha venido degradando con el tiempo, estando dominada por parches pequeños, muy numerosos, potencialmente susceptibles a desaparecer, cuya relación perímetro – área los sitúa como humedales caracterizados con una perturbación media.

El análisis de áreas de impacto de 50 y 100 m a partir de actividades antropogénicas indica que existe una reducción mayor en zonas de impacto de 100 metros (-500 has), con respecto a la zona de impacto de 50 metros. El análisis por separado de los municipios confirma los resultados anteriores, el municipio con las mayores posibilidades de impacto es el de Santiago Ixcuintla presentando una reducción mayor en las zonas de impacto de 50 y 100 metros, que el municipio de Tecuala lo que implicaría una disminución del 1 al 2% del total evaluado para 2005.

Aunque es evidente que las prácticas derivadas de actividades antropogénicas son las principales fuentes de fragmentación, este proceso no puede deslindarse objetivamente de los procesos naturales (huracanes y tormentas tropicales), considerando que la modelación de corredores paralelos a las principales obras de infraestructura en la región no modifican de manera significativa el nivel de fragmentación del paisaje.

La propuesta de zonas para restauración y definición de áreas de riesgo, a partir de los resultados del presente estudio, con mayor énfasis en la restauración para el municipio de Tecuala y de delimitación de zonas de riesgo en Santiago Ixcuintla, debe considerarse como preliminar, ya que los elementos técnicos generados en el presente estudio no son suficientes para definirlos de manera precisa, requiriéndose de información complementaria para su definición, además de la correspondiente a los indicadores de fragmentación.

BIBLIOGRAFIA

Adeel, Z. y R. Pomeroy. 2002. ***Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries.*** Trees 16: 235-238.

Acosta-Velázquez, J. 2003. ***Análisis de la condición del bosque de manglar en el Sistema Lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales y sus relaciones a nivel de paisaje.*** Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 81 pp.

Agraz-Hernández, C.M., Flores-Verdugo, F.J. y Calvario-Martínez, O. 2001. ***Impacto de la camaronicultura en ecosistemas de manglar y medidas de mitigación.*** En: Páez O.F. (ed.), Camaronicultura y medio ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, UNAM, El Colegio de Sinaloa, México. pp. 373-395.

Alonso-Pérez, F., A. Ruiz-Luna, J. Turner, C. A. Berlanga-Robles y M. G. Mitchelson-Jacob, 2003. ***Land cover changes in The Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico: assessing the effect of the establishment of shrimp aquaculture.*** Ocean and Coastal Management 46: 583–600.

Bartlett, D., 2000. ***Working on the frontiers of science: applyng gis to the coastal zone.*** In: Wright D. and D. Bartlett (Eds.), Marine and coastal geographical information systems. Taylor and Francis, London. pp. 11-24.

Berlanga, R. C. A., 1999. ***Evaluación de las condiciones actuales y del cambio en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa, México: una aproximación con el uso de datos provenientes de sensores remotos.*** Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 111 p.

Berlanga-Robles, C. A. y A. Ruiz-Luna, 2002. ***Land use and mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques.*** Journal Coastal Research 18: 514-522.

Berlanga-Robles, C. A. 2006. ***Caracterización de los paisajes costeros de Sinaloa y norte de Nayarit, México a través del análisis de los patrones de cobertura del***

terreno. Tesis de Doctorado. Postgrado de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 204 pp.

Biña, R.T., Jara, R.B. y Roque, C.R. 1980. ***Application of multilevel remote sensing survey to mangrove forest resource management in the Philippines.*** Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Development, research and Management. University of Malaya, Malasia.

Campbell, J. B. 1996. ***Introduction to Remote Sensing.*** 2a edición, Taylor & Francis, Londres, 622 pp.

Chapman, V.J. 1970. ***Mangrove Phytosociology.*** Tropical Ecology. No. 5:1-19.

Chuvieco, E. 1996. ***Fundamentos de teledetección espacial.*** Tercera edición revisada. Madrid (España), Rialp, S.A. 568 pp.

Congalton, G. C. y K. Green. 1999. ***Assessing the accuracy of remote sensed data: Principles and practices.*** Lewis publishers. Florida, USA. 137 pp.

Day Jr., J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. ***Estuarine Ecology.*** John Wiley Sons, Nueva York, 558 pp.

De la Lanza, E. G., P. Ramírez-García, Y.-F. Thomas y A. R. Alcántara. 1993. ***La vegetación de manglar en la laguna de Términos, Campeche, evaluación preliminar a través de imágenes Landsat.*** Hidrobiológica 3, 1-2: 29-39.

Estrada A. y Coates-Estrada R., 1994. ***Las selvas de Los Tuxtlas, Veracruz: ¿islas de supervivencia de la fauna silvestre?.*** *Ciencia y Desarrollo*, Vol. XX, nº 116, pp. 50-61.

Essaye S. 2005. ***Etude des systèmes de mangrove dans l'état de Nayarit au Mexique.*** Gestion des S ystèmes agro-sylvo-pastoraux en zones tropicales. Université Paris XII-Val-de-Marne. France. 67 p.

FAO, 1995. ***Guía metodológica para la formulación e implementación de planes locales para el desarrollo de la acuacultura (PLANDAC) en áreas lagunares costeras, proyecto UTF/MEX/035/MEX "Modernización del sector pesquero".*** Estudios para el mejoramiento productivo de áreas lagunares costeras.

SEMARNAP, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. México, D. F. Marzo de 1995.

FAO, 2003. Estatus y tendencias globales de áreas de manglar. Wilkie, M. L. y Fortuna, S. Recursos Forestales Nº 63 Articulo en valoración. Divisón Recursos Forestales. FAO, Roma. http://www.fao.org/docrep/007/j1533e/j1533e00.HTM

Farina, A., 1998. ***Principles and methods in landscape ecology.*** Chapman and Hall, Londres. 235 p.

Flores-Verdugo, F., F. J. González-Farias, M. Blasco-Correa y A. Nunez-Pastén, 1997. ***The Teacapan-Agua Brava_Marismas mangrove ecosystem, Pacific coast of Mexico: an ecological and anthropogenic activity profile.*** In: Kjerfve, B., L. D. Lacerda y E. S. Diop (Eds.), Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa. UNESCO, Paris. pp. 35-46.

Forman R. T. T. y M. Gordon, 1986. ***Landscape ecology.*** Wiley, USA. 619 p.

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

Frohm, R. C., 1998. ***Remote sensing for landscape ecology.*** Lewis Publishers, USA. 99 p.

Gardner, R. H., R. V. O'Neill, M. G. Turner y S. Lavorel, 1991. ***Simulation of the scale-dependent effects of landscape boundaries on species persistence and dispersal.*** En : Holland M. M., P. G. Risser and R. J. Naiman (Eds.). Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. Chapmand and Hall, New York. pp. 76-89.

Garman, S. L. y G. A. Bradshaw, 1999. ***Landscape analysis in ecosystem management. Indicators of sustainable Development Workshop, Canada's Model Forest Program.*** *On line*: http://mf.ncr.forestry.ca/conferences/isd/garmaneng.html.

Geneletti, D., 2004. ***Using spatial indicators and value functions to assesss ecosystem fragmetnation caused by linear infrastructures.*** International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5:1-15.

Green, E. P., P.J. Mumby, A. J. Edwards y C. D. Clark. 1996. ***A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources.*** Coastal Management, 24: 1-40.

Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards, C. D. Clark y A. C. Ellis, 1997. ***Estimating leaf area index of mangrove from satellite data.*** Aquatic Botany 58: 11-19.

Green, E.P., Mumby, P., Clark, D., Edwards, A., y Ellis, A.C. 1997. ***A comparison between satellite and airborne multiespectral data for the assessment of mangrove areas in the Eastern Caribbean.*** Fourth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments. Orlando, Florida.

Green, E. P., P. J Mumby, A. J. Edwards, C. D Clark y A. C. Ellis, 1998. ***The assessment of mangroves areas using high resolution multispectral airborne imagery.*** Journal of Coastal Research. 14: 433-443.

Haines-Young, D., R. Green y S. Cousings, 1996. ***Landscape ecology and spatial information systems.*** In: R. Haines-Young, D. R. Green and S. Cousins (Eds.), Landscape Ecology and GIS. Taylor and Francis, London. pp. 3-8.

Hargis. C. D., J. A. Bissonette y J. L. David, 1998. ***The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation.*** Landscape Ecology 13: 167-186.

Hernández-Cornejo, R., Koedam, N., Ruiz-Luna, A., Troell, M., y Dahdouh-Guebas, F. 2005. ***Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico.*** Ecology and Society 10(1): 16. URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art16/

Herzog F. and A. Lausch, 2001. ***Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations.*** Environmental Monitoring and Assessment 72: 37-50.

Jaeger, J. A. G., 2000. ***Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation.*** Landscape Ecology 15:115-130.

JeanJean H., C. Miquel, J. Fontes, H. Puig., A. Husson, F. Achard, 1994, ***Etude de***

l'interface forêt/non forêt, typologie de la fragmentation du domaine forestier tropical, étude morphologique et catalogue, contrat nº 5396-93-07 DE ISPF, JRC, Ispra, Italie, 85 p et 87 p.

Jensen, J. R., D. J. Cowen, J. D. Althausen, S. Narumalani and O. Weatherbee, 1998. ***An evaluatión of coastwatch change detection protocol in South Carolina.*** In: Lunetta R. S and C. D. Elvidge (Eds.), Remote sensing change detection, environmental monitoring methods and applications. Ann Arbor Press, USA, pp. 75-88.

Jiménez-Rosemberg, R., I. Cruz, M. Schmidt, R. Ressl, S. Ressl y G. López. 2004. Detección temprana de incendios. Biodiversitas, 54: 1-10.

Kelly, N. M., 2001. ***Changes to the landscape patern of coastalNorth Carolina wetlands under the Clean Water Act, 1984-1992.*** Landscape Ecology 16:3-16.

Klemas, V. V., 2001. ***Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators.*** Environmental Management 27:47-57.

Kovacs, J. M., J. Wang y M. Blanco-Correa, 2001a. ***Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date Landsat TM imagery.*** Environmental Management 27:763-766.

Kovacs, J. M., M. Blanco-Correa y F. Flores-Verdugo, 2001b. ***A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of Mexican Pacific.*** Journal of Coastal Resarch 17:30-37.

Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill y P. R. Coleman. 1987. ***Landscape pattern in a disturbed environment.*** Oikos 48: 321-324.

Landis, J. R. Y G. G. Koch. 1977. ***The measurement of observer agreement for categorical data.*** Biometrics, 33 (1): 159-174.

Lauga J., J. Joaquim, 1992. ***Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds.*** Landscape Ecology, nº 6, pp. 183-193.

Lillesand, T. M., R. W. Kiefer y J. W. Chipman. 2004. ***Remote Sensing and Image Interpretation.*** Fith edition. John Wiley & Sons, Inc. 763 pp. ISBN 0-471-15227-7

Liu, A. J. y G. N. Cameron, 2001. ***Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of***

Galveston Bay, Texas (USA). Landscape Ecology 16: 581-595.

López-Portillo, J. y Ezcurra, E. 2002. ***Los manglares de México: Una revisión. Madera y Bosques.*** Número especial: 27-51

Manson, F. J., N. R. Loneragan y S. R. Phinn, 2003. ***Spatial and temporal variation in distribution of mangroves in Moreton Bay, subtropical Australia: a comparison of pattern metrics and change detection analyses based on aerial photographs.*** Estuarine, Coastal and Shelf Science 56: 1-14.

McIntyre, N. E., 1995. ***Effects of forest patch size on avian diversity.*** Landscape Ecology, Vol. 10, nº 2, pp. 85-99.

McKee, K. L., 1996. ***Mangrove ecosystems: definitions, distribution, zonation, forest structure, throphic structure, and ecological significance.*** p. 1-6. I. C. Feller, M. Sitnik (eds.). Mangrove Ecology: A Manual foa field course. Instituto Smithsonian, Washington. 135 p.

Mas, J.F. 1997. ***Monitoring land cover changes in the Terminos lagoon region, México: A comparison of change detection techniques.*** Proceedings of the IV International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environment. Orlando, Florida 1: 159-167.

McGarigal, K. y B. J. Marks., 1994. ***FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.*** General Technical Report PNW-GTR-351, Depatment of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Estados Unidos. 134 p.

Monzalvo-Santos, I. K. 2006. ***Estimación de la cobertura espacial y análisis de la estructura forestal del manglar en Sinaloa, México, aplicando técnicas de Percepción Remota.*** Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 85 pp.

Mitch W.J. y Gosselink J.G., 1993. ***Wetlands.*** Van Nostran-Reinhorld, New York, 722 pp.

Ochoa-Gaona, S. 2001. ***Traditional land-use systems and patterns of forest fragmentation in the Highlands of Chiapas, México.*** Environmental Management

27, 4: 571-586.

O'Neill, R. V. K. H. Riitters, J. D. Wickham y K. B. Jones, 1999. ***Landscape pattern metrics and regional assessment.*** Ecosystem Health 5:225-233.

Osborne, P. L., 2000. ***Tropical ecosystems and ecological concepts.*** Cambridge University Press, Cambridge, 464 p.

Palacio-Prieto, J. L., m. T. Sánchez-Salazar, J. M. Casado I., E. Propin F., J. Delgado C. A. Velázquez M. L. Chias B., M. I. Ortiz A., J. González S., G. Negrete F., J. Gabriel M. y R. Márquez H., 2004. ***Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial.*** Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía y Secretaría de Desarrollo Social, México. 161 p.

Pantoja, I. N., O. M. Callejas, B. T. Martínez, H. F. Zaragoza, M. A. D. Olvera y B. C. García. 1991. Marismas Nacionales: ***Evaluación de cambios por medio de imágenes de satélite.*** México. Instituto Nacional de Geográfica e Informática, Reporte Técnico INEGI/DGG/STDG, 15 p.

Patterson-Zucca, C. 1982. ***The effects of road construction on a mangrove ecosystem.*** Tropical ecology 23, 1: 105-124.

Ramírez-Zavala, J.R. 1998. ***Estimación de las tendencias de cambio ambiental en el estero de Urias, Sinaloa, México por medio de un análisis multitemporal (1973-1997) con imágenes Landsat.*** Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Mazatlán, 85 p.

Ramírez-García P., J. López-Blanco y D. Ocaña, 1998. ***Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery.*** Forest Ecology and Management 105: 217–229.

Ruiz-Luna, A. y C. A. Berlanga-Robles. 1999. ***Modifications in Coverage Patterns and Land Use around the Huizache-Caimanero Lagoon System, Sinaloa, México: A Multi-temporal Analysis using LANDSAT Images.*** Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49: 37-44.

Ruiz-Luna, A. y C. A. Berlanga-Robles. 2003. ***Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest México.*** Landscape Ecology, 18: 159-171.

Ruiz-Luna, A., C. A. Berlanga-Robles y J. Acosta-Velázquez. 2005. ***Bases para el ordenamiento ecológico de la zona costera del norte de Nayarit, México.*** Semana Geomática Barcelona "Los sensores de alta resolución y sus aplicaciones". 8-11 de Febrero de 2005, Barcelona, España. (Extenso G18. pdf) http://www.setmanageomatica.com/from/abstracts/12imarts8/G18 abs.pdf

Ruiz-Luna, A., J. Acosta-Velázquez y C. A. Berlanga-Robles. ***Consideraciones sobre las estimaciones de la extensión y del estado actual de los manglares en México.*** (Sometido a revista Ciencia y Universidad).

Saunders D. A., R. J. Hobbs., y C. R. Margules, 1991. ***Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review***, *Conservation Biology*, 5(1) 18-32.

Segar, D. A. 1997. ***Introduction to ocean sciences***. Wadsworth Publishing Company, Belmont, California, 497 p.

Southworth, J., D. Munroe y H. Nagendra, 2004. ***Land cover change and landscape fragmentation – Comparing the utility of continuous and discrete analyses for a Western Honduras region.*** Agriculture, Ecosystems and Environment, 101: 185-205.

Toledo, A., 2003. ***Ríos, costas, mares. Hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México.*** Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y El Colegio de Michoacán, México. 144 p.

Tovilla H.C. y Orihuela B.D.E. 2004. ***Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México***. Madera y Bosques Número especial 2, 2004:63-75

Turner Y. y S. Rao, 1990. ***Relationships between wetland fragmentation and recent hydrologic changes in a deltaic coast.*** Estuaries 13.272-281.

Turner I. M., 1996. ***Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence.*** Journal of Applied Ecology, nº 33, pp. 200-209.

Turner, M. G., R. H. Gardner y R. V. O'Neill, 2001. ***Landscape ecology in the theory and practice.*** Pattern and process. Springe-Verlag, New York. 401 p.

Valdez H. J.I. 2002. ***Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México***. *Madera y Bosques* Número especial: 129-145.

Valiela, I., J. L. Bowen y J. K. York, 2001. ***Mangrove forest: one of the world's threatened major tropical environments.*** BioScience 51:807-815.

Yuan, D., C. D. Elvidge and R. S. Lunneta, 1998. ***Survey of multispectral methods for land cover change analysis.*** In: Lunetta R. S and C. D. Elvidge (Eds.), Remote sensing change detection. environmental monitoring methods and applications. Ann Arbor Press, USA. pp. 21-39.

Turner, M. G., R. H. Gardner y R. V. O'Neill, 2001. ***Landscape ecology in the theory and practice.*** Pattern and process. Springe-Verlag, New York. 401 p.

Valdez H. J.I. 2002. ***Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México***. *Madera y Bosques* Número especial: 129-145.

Valiela, I., J. L. Bowen y J. K. York, 2001. ***Mangrove forest: one of the world's threatened major tropical environments.*** BioScience 51:807-815.

Yuan, D., C. D. Elvidge and R. S. Lunneta, 1998. ***Survey of multispectral methods for land cover change analysis.*** In: Lunetta R. S and C. D. Elvidge (Eds.), Remote sensing change detection. environmental monitoring methods and applications. Ann Arbor Press, USA. pp. 21-39.