



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

"ANALISIS DE LA DEFORESTACION DE LA SELVA LACANDONA: PATRONES, MAGNITUD Y CONSECUENCIAS"



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A :

EDUARDO MENDOZA RAMIREZ



DIRECTOR DE TESIS: DR. RODOLFO DIRZO MINJAREZ



MEXICO, D.F. FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



57

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis: Análisis de la Deforestación de la Selva Lacandona: Patrones, Magnitud y Consecuencias

realizado por Eduardo Mendoza Ramírez

con número de cuenta 8513235-5 ,pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis Dr. Rodolfo Dirzo Minjarez
Propietario

Propietario Dr. Valentino Sorani Dal Bon

Propietario Dr. Omar Masera Cerruti

Suplente Dr. José Luis Palacios Prieto

Suplente M. en C. Alvaro Miranda García

Dirzo
Sorani
Cerruti
Palacios
Miranda
R-R-J

Consejo Departamental de Biología

[Firma]
DE BIOLOGIA

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia quiero agradecer profundamente al Dr. Rodolfo Dirzo, por dirigir esta tesis con su característica dedicación y entusiasmo. Mi estancia en su laboratorio me permitió tener acceso a un periodo de aprendizaje y formación (académica y humana) sumamente fructífero. Así mismo, quiero agradecer a los miembros de mi comité de sinodales:

Dr. Valentino Sorani, Dr. Omar Maserá, M. en C. Alvaro Miranda y Dr. José Luis Palacio; todos ellos realizaron observaciones críticas de gran interés para este estudio. Cualquier error que se haya mantenido en el mismo es de mi entera responsabilidad.

Al M. en C. Alvaro Miranda le agradezco de manera especial por haber sido un apoyo constante a lo largo de la realización de este estudio. Así mismo agradezco al Dr. Valentino Sorani su ayuda en el análisis e interpretación de las imágenes de satélite y su respaldo para tener acceso al equipo del Laboratorio de Cómputo del Instituto de Geografía. Mis compañeros del laboratorio de Interacción Planta-Animal, del Instituto de Ecología, me brindaron un apoyo muy importante durante el desarrollo de este proyecto.

Agradezco también a: la M. en C. Irma Trejo por su apoyo y valiosas sugerencias para este estudio; al Departamento de Cartografía de la Secretaría de la Defensa Nacional, particularmente al Teniente Martín Gómez; a mis coordinadoras y compañeros del Museo de las Ciencias por su comprensión y solidaridad; a Javier de la Maza (Director de Conservation International de México) y a la bióloga Ruth Jiménez, por su ayuda para hacer mis primeras

visitas a la Selva Lacandona y para sobrevolar la zona de estudio; a los compañeros del Laboratorio de Cómputo del Instituto de Geografía, especialmente a Eduardo González.

Durante la realización de este estudio tuve la inmensa fortuna de contar con la amistad de una gran cantidad de personas, gracias a todas ellas. En especial le agradezco a: Fernando, Juan Carlos, Carlos y César. Un elemento indispensable para llevar a feliz termino este proyecto fue contar con el gran apoyo de mi familia, gracias a mi madre y a mis hermanos (Manuel, Humberto, Oscar y Paty). En especial Manuel desempeñó el nada fácil papel de ser un excelente hermano y un modelo a seguir como investigador.

Este estudio se realizó en el Laboratorio de Interacción Planta-Animal de l Instituto de Ecología de la UNAM y obtuvo su financiamiento de: el presupuesto operativo asignado al Dr. Rodolfo Dirzo por el Instituto de Ecología; El Pew Scholar Program a través del Dr. Rodolfo Dirzo y Conservation International de México.

INDICE

INTRODUCCIÓN	1
Importancia de las selva húmedas	1
La percepción remota y su uso en la evaluación de los recursos naturales	4
Antecedentes y definición de la percepción remota	5
Bases físicas de la percepción remota	6
Características de los sistemas sensor-plataforma utilizados en la prospección espacial de los recursos naturales	10
Métodos de análisis de imágenes de satélite	13
Ventajas del uso de imágenes de satélite respecto a la fotografía aérea en estudios a nivel regional	14
Antecedentes de estudios sobre deforestación y su relación con la percepción remota	15
OBJETIVOS	18
ZONA DE ESTUDIO	20
MATERIALES Y METODOS	31
Obtención de las imágenes y procesamiento previo a la clasificación	31
Corrección geométrica de la imágenes TM	33
Clasificación no supervisada de las imágenes	34
Asignación de las clases espectrales a clases de cobertura de suelo	36
Selección de los sitios de muestreo	37
Obtención del área de selva y cálculo de las tasas de deforestación	38
Información demográfica	40
Variación espacial de la deforestación	42
Estimación del área total de selva existente en cada una de las fechas consideradas	42
Evaluación de la relación pendiente del terreno respecto a la magnitud de la deforestación	44

RESULTADOS	43
Diferencias en las tasa de deforestación promedio entre periodos	52
Estimación del área total cubierta por selva en cada fecha evaluada	55
Variación de las tasas de deforestación respecto a la reserva de la Biosfera de Montes Azules	56
Relación entre el número de habitantes y la magnitud de la deforestación	57
Relación entre la pendiente de los sitios de muestreo y la magnitud de la deforestación	
DISCUSION	59
Ritmo y patrones de deforestación de la Selva Lacandona	59
Factores asociados al patrón de deforestación de la Selva Lacandona	64
Consecuencias globales de la deforestación: pérdida de biodiversidad y extinción especies	68
Deforestación y servicios ambientales	77
Deforestación de la Selva Lacandona: perspectiva histórica	81
BIBLIOGRAFIA	85
APÉNDICE I	96
APÉNDICE II	99

INTRODUCCIÓN

Importancia de las selvas húmedas

Los bosques tropicales y en particular el tipo de hábitat conocido como selva húmeda (también denominado: tropical rain forest, tropical evergreen forest, bosque tropical perennifolio, selva alta perennifolia, etc., véase Rzedowski 1978) albergan una cantidad inusitada de especies, muchas más de las que se podrían esperar en consideración, únicamente, del área que ocupan (Erwin 1991, Dirzo 1992). De esta manera, aunque este tipo de ecosistema ocupa tan sólo el 7% de la superficie terrestre, se estima que mantiene entre la mitad y las tres cuartas partes del total de especies que se considera habitan en el planeta (Raven 1989, Wilson 1989). A la par de esta gran riqueza de especies hay evidencia de la existencia de una importante cantidad de endemismos, por lo menos en el caso de las plantas (Gentry 1986, Orians *et al.* 1996).

La sobresaliente biodiversidad de este tipo de ecosistema constituye el cimiento de una amplia gama de procesos ecológicos y evolutivos, y además ofrece en su conjunto una serie de bienes a la humanidad, que van desde artículos de uso diario tales como: maderas, plantas de ornato, frutas y vegetales, fibras, gomas, resinas, sustancias químicas de uso farmacéutico y aceites (para una relación más detallada ver Environmental Almanac 1992), hasta lo que se conoce como servicios ecológicos, como el almacenamiento de carbono y la regulación climática local (Dirzo 1992, Myers 1993). Por otra parte las selvas húmedas han sido un importante asiento para el desarrollo y mantenimiento de importantes culturas indígenas (Denslow 1988, Barrera *et al.* 1977, Anderson 1990).

Sin embargo, en la actualidad las selvas húmedas enfrentan una situación contradictoria ya que si bien presentan una serie de atributos biológicos sobresalientes, que las sitúan en un lugar

privilegiado dentro de las prioridades de conservación de la naturaleza, por otro lado experimentan serias amenazas que ponen en peligro su existencia, inclusive, en un futuro cercano (Melillo *et al.* 1985, Sayer y Whitmore 1991, Whitmore y Sayer 1992, Raven 1992, Ehrlich y Ehrlich 1992).

La destrucción de las selvas húmedas conlleva una serie de efectos deletéreos a escala local y global. Entre los primeros destacan: el deterioro físico y químico del suelo, la perturbación del balance hidrológico, la alteración climática local y la perturbación de los ciclos biogeoquímicos (Anderson 1990). A nivel global dos efectos son los más sobresalientes (Dickinson 1989, Houghton 1990, Skole y Tucker 1993, Myers 1993): a) el aporte de CO₂ a la atmósfera, así como de otros gases implicados en la regulación del clima a nivel mundial; b) la pérdida de diversidad biológica, debida principalmente a la extinción masiva de organismos.

Este último proceso es el más significativo debido a su magnitud y carácter completamente irreversible (Wilson 1988, May 1988). De esta serie de hechos se desprende la necesidad de contar con la mayor cantidad de información relativa a los patrones de pérdida de selvas, incluyendo su magnitud y factores causales, de manera que se pueda planear sobre bases sólidas su conservación y manejo. Esta preocupación se ha reflejado en una serie de trabajos que en las últimas dos décadas, han llamado la atención sobre la gran relevancia de contar con cifras más precisas acerca del ritmo de deforestación de las selvas húmedas (Hadley y Lanley 1983, Sader y Joyce 1988, Fearnside 1989, Green y Sussman 1990, Harrison 1991, Skole y Tucker 1993).

Sin embargo, aún existiendo el consenso en la comunidad científica sobre la importancia de contar con este tipo de información, una serie de problemas metodológicos y de organización han provocado diferencias, de varios órdenes de magnitud, en los resultados obtenidos de las estimaciones globales de deforestación (véase Sayer y Whitmore 1990, Dirzo y García 1991, Reid

1992, Monastersky 1993). De esta forma la comprensión de la deforestación tropical sigue siendo incompleta, principalmente por dos razones: la falta de mediciones precisas de su ritmo, extensión geográfica y patrones espaciales y por la falta de profundidad en los estudios que evalúan sus causas (Skole *et al.* 1994).

De las estimaciones globales realizadas hasta el momento, destaca como una de las compilaciones más recientes y completas la obtenida por Reid (1992), que sitúa en 10 499 000 el número de hectáreas de selva húmeda perdidas anualmente durante la década de 1980 (Tabla 1). En la Tabla 1, se puede apreciar, además de la estimación de la reducción que ha experimentado el área original de selva húmeda a nivel global, la variación en la deforestación en las tres áreas de distribución de la selva en el mundo. De aquí se destaca que de la deforestación global (10.5×10^6 ha), aproximadamente la mitad corresponde a Latinoamérica

Tabla 1. Área actual y pérdida promedio anual de selva húmeda (en miles de hectáreas), para la década de los 80's. El área original de selva se estimó a partir de datos bioclimáticos. Adaptada de Reid (1992).

Región	Área de clima favorable	Estimación del área máxima original	Área en 1980's	Deforestación promedio anual
África y Madagascar	362 000	325 800	203 714	1508
Asia y el Pacífico	435 000	391 500	288 953	3713
Latinoamérica y El Caribe	803 000	722 700	673 715	5278
TOTAL	1 600 000	1 440 000	1 166 382	10 499

De manera paralela, la tasa de deforestación de las selvas húmedas (“dense tropical forest”) obtenida a partir de un estudio realizado por la FAO (1990), y cuya información corresponde a la

misma década, arroja un cifra mayor (estimada en 16 200 000 ha/año) la cual, a su vez, es 83 % superior a la calculada por la misma organización para el período 1976-1980 (WRI 1992).

Este panorama, si bien resulta alentador en el sentido del aumento en la información disponible dista mucho de ser satisfactorio ya que, como se puede observar, el amplio ámbito de variación de los datos a escala global restringe en buena parte su utilidad potencial.

En esta situación un elemento que se destaca como clave para el avance hacia la generación de una base de datos sobre deforestación suficientemente confiable a nivel global, es el contar con estudios que evalúen las tasas de deforestación a un nivel local. Estos, además de que pueden constituirse como elementos de sumo valor para el manejo y conservación de recursos a nivel más específico, permiten construir una estructura jerárquica de información, que partiendo de estas evaluaciones detalladas (con una metodología robusta) genere estimaciones globales con una incertidumbre mucho menor que la actual.

Una herramienta ampliamente señalada como fundamental para mejorar y facilitar el trabajo asociado a este tipo de evaluaciones es la tecnología conocida como percepción remota (Gilruth y Hutchinson 1990, Sader *et al.* 1990, Myers 1993, Sader *et al.* 1994, Skole y Tucker 1993). Dado que este es el tipo de herramienta utilizada en el presente estudio, se ofrece enseguida una revisión somera de la misma.

La percepción remota y su uso en la evaluación de los recursos naturales

Si bien en la actualidad existe una importante cantidad de trabajos que se valen de la percepción remota para evaluar distintos aspectos relacionados a los recursos naturales (Gilruth y Hutchinson 1990,

Green y Sussman 1990, Skole y Tucker 1993), persiste una gran heterogeneidad en las metodologías utilizadas, lo cual dificulta la interpretación de los resultados de estos trabajos en un contexto general.

El familiarizarse con los fundamentos físicos que sustentan esta herramienta de estudio, así como de las características de las técnicas comúnmente empleadas, permite contar con elementos para interpretar de manera correcta los resultados derivados de este tipo de trabajos e identificar sus alcances y límites.

Antecedentes y definición de la percepción remota

La percepción remota es un conjunto de técnicas que permiten la obtención de información de objetos sin necesidad de establecer contacto físico con ellos (Sabins 1987). Esta característica permite su uso en una gran diversidad de ramas de la ciencia, tales como: la medicina, biología, geofísica, física nuclear, arqueología, etc. Sin embargo, históricamente estas técnicas han estado estrechamente asociadas a la exploración del planeta (Lira 1987).

La fotografía aérea es la forma original de percepción remota (Chuvieco 1990), pero es a partir del inicio de la era espacial, a principios de la década de los 60's, y del consecuente desarrollo tecnológico (asociado al cada vez más común empleo de vehículos espaciales), que se relaciona más esta herramienta con el uso de imágenes obtenidas a partir de sensores transportados en plataformas espaciales. Este periodo marca, además, el momento en que esta serie de técnicas, aún incipientes, adquiere formalmente la definición de percepción remota (Lira 1987).

Por otra parte, si bien la fotografía aérea continúa siendo parte imprescindible de la percepción remota, el uso de imágenes de satélite se ha convertido en una herramienta preponderante dentro de los estudios a nivel regional debido, entre otras razones, al mayor ámbito del espectro electromagnético en el

que es capaz de registrar información y a que se generan directamente en un formato compatible para el análisis digital. En particular en este trabajo se enfatiza lo referente a los sensores transportados por satélite en razón de la metodología del estudio.

Bases físicas de la percepción remota

El aspecto fundamental en que se basa este conjunto de técnicas es que la energía electromagnética, al incidir en la materia experimenta un cambio en sus propiedades básicas (intensidad, dirección, longitud de onda, polarización y fase). Los resultados de las interacciones entre materia y energía electromagnética incidente se pueden agrupar en los cinco tipos siguientes:

- 1) Transmisión.- La cual implica el paso de energía a través de la sustancia con la que interacciona.
- 2) Absorción.- Donde el flujo electromagnético es absorbido por la materia, provocando un incremento en su temperatura.
- 3) Emisión.- En este caso un cuerpo emite energía, usualmente a longitudes de onda grandes, en función de su estructura y su temperatura.
- 4) Dispersión.- El flujo energético es desviado en todas direcciones.
- 5) Reflexión.- La energía es reflejada de la superficie de la materia en ángulo igual pero opuesto al de incidencia.

De estos casos, los más útiles para la adquisición de información por los sensores espaciales son: la reflexión, la emisión y la combinación de emisión-reflexión. Hay varias formas en las que se mide el flujo energético en la percepción remota, pero entre ellas destaca la radiancia (L), porque es la que describe lo

que mide el sensor por medio del cual se obtienen las imágenes. La radiancia se cuantifica en vatios por metro cuadrado y estereo-radián ($W/m^2 sr$) (Chuvieco 1990).

Las distintos elementos presentes en la superficie de la Tierra tienen modos particulares en los cuales reflejan o emiten energía en las distintas porciones del espectro electromagnético por lo que, en teoría, registrando debidamente estos patrones de emisión y/o reflexión en distintas regiones del espectro electromagnético, se podría discernir una cantidad importante de los componentes del paisaje. Al patrón característico de interacción de un objeto con la energía electromagnética se le conoce como firma espectral, en la Figura 1 se muestran algunas de las firmas espectrales más comunes en la percepción remota (Richards 1986). Sin embargo, en la práctica, hay una serie de factores que dificultan la identificación de los distintos tipos de cubierta del suelo por medio de sus firmas espectrales, destacando las siguientes:

- 1) El ángulo de iluminación solar.
- 2) Modificaciones que el relieve introduce en el ángulo de iluminación.
- 3) Influencia de la atmósfera.
- 4) Variaciones medio-ambientales (fenología, asociaciones vegetales, etc.)
- 5) Ángulo de observación.

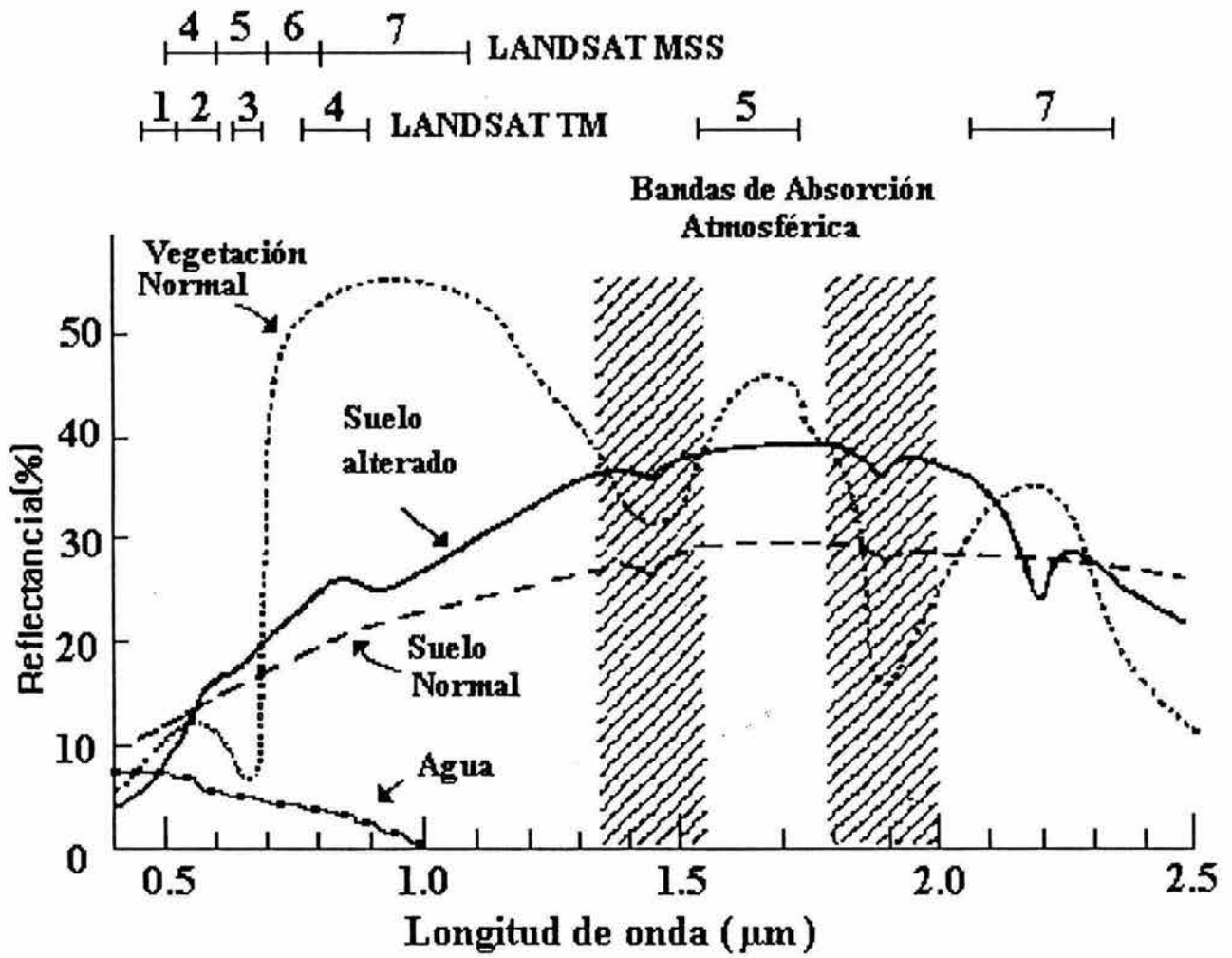


Fig. 1. Patrones de reflectancia de los tipos de cobertura del suelo más comunes. En la parte superior se indican los intervalos del espectro electromagnético que son utilizados por los satélites LANDSAT TM Y MSS (Modificado de Sabins 1987).

La ocurrencia de uno o más de estos eventos durante la adquisición de las imágenes resulta en una disminución de la capacidad de discriminación entre distintos componentes del paisaje. Por otra parte, un aspecto más que es importante a considerar, es que por la influencia de la atmósfera hay porciones del espectro que son más difíciles de registrar por los sensores, ya que experimentan una mayor dispersión y/o absorción por parte de algunos de los componentes de la atmósfera. Las porciones del espectro

electromagnético que experimentan en menor grado estos efectos se conocen como ventanas atmosféricas (Fig.2).

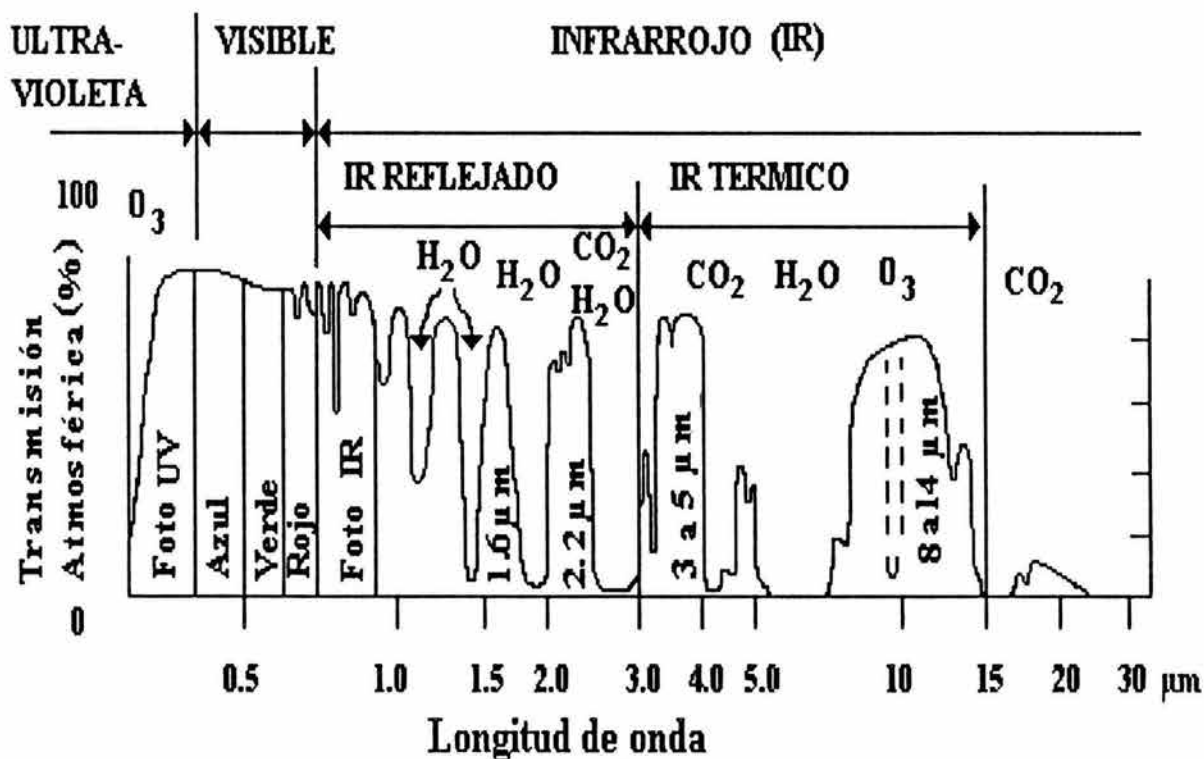


Fig. 2. Intervalos del espectro electromagnético que son absorbidos con mayor intensidad por algunos elementos de la atmósfera. Las zonas donde se encuentran los puntos de transmisión más altos se conocen como ventanas atmosféricas (Modificada de Sabins 1987).

Lo mencionado anteriormente termina por determinar intervalos de mayor utilidad para captar información, que son los siguientes:

- a) 400-1200 nm (luz visible e infrarroja)
- b) 30-300 mm (microondas)

Características de los sistemas sensor-plataforma utilizados en la prospección espacial de los recursos naturales

Un sistema típico para la percepción remota se compone generalmente de los siguientes elementos:

- 1) *Fuente de energía*. Se refiere al origen y las características de la energía recibida por el sensor. Las características de esta fuente determinan la división de los sensores en dos tipos: a) los pasivos, que utilizan una fuente de energía externa, sobre la cual no tiene control; ejemplos de estos son los que utilizan la energía solar reflejada o la energía emitida por la Tierra misma (Richards 1986); b) los activos, que en contraste, utilizan una fuente de energía propia de la que tienen control. Uno de los ejemplos más característicos de este tipo de sensores son los que registran ondas de radio (Chuvieco 1990).
- 2) *Sistema sensor-plataforma*. Compuesto por el sensor propiamente dicho y la plataforma que lo sustenta. Su objetivo es captar la energía procedente de las distintas cubiertas terrestres, codificarla y grabarla o enviarla directamente al sistema de recepción.
- 3) *Sistema de recepción-comercialización*. En éste se recibe la información transmitida por la plataforma, se graba en el formato adecuado y posterior a las correcciones necesarias se distribuye a los intérpretes.
- 4) *Relación intérprete-usuario*. Lleva a cabo el análisis de la información, normalmente en forma analógica o digital, elaborando claves o clasificaciones orientadas a facilitar la evaluación de un problema en particular por parte del usuario final (Chuvieco 1990).

Una de las plataformas más versátiles son los satélites de evaluación de recursos naturales, los cuales tienen como antecedente inmediato los satélites meteorológicos, con los que comparten varias características.

El año de 1972 marcó el inicio del uso de satélites con fines primordialmente de cartografía y evaluación de los recursos naturales con el lanzamiento, por parte de la NASA (National Aerospace Agency), del primer miembro de la serie ERTS (Earth Resource Technology Satellite), actualmente conocida como LANDSAT. A la serie LANDSAT han seguido otros proyectos específicamente diseñados para la observación ambiental; los más reconocidos son el Laboratorio Espacial Tripulado Skylab (1973), el satélite oceanográfico Seasat (1978), el de investigación térmico HCMM (1978) -todos propiedad de EUA- el satélite francés SPOT (1986), el japonés MOS-1 (1987), el indio IRS-1 (1988) y los rusos Soyut y Salut, sin olvidar los avances de los proyectos del satélite europeo ERS-1 y el canadiense Radarsat (Chuvienco 1990).

El hecho de que la serie de satélites LANDSAT fuera la primera de su tipo en entrar en funcionamiento, y de que provee cobertura local de la superficie terrestre con mayor regularidad y de manera más predecible, además de que sus productos son considerablemente más baratos que los de la serie SPOT, la ha colocado como la de mayor uso en la actualidad (Richards 1986).

Los sensores utilizados por los satélites LANDSAT son de dos tipos: el Barredor Multiespectral (MSS) y el Mapeador Temático (TM). Ambos son barredores, lo que se refiere a que son dispositivos óptico-electrónicos que desplazan su campo de visión por medio de un espejo móvil que oscila perpendicularmente a la dirección de la trayectoria del satélite (Fig. 3). Si bien ambos sensores son semejantes, el TM cuenta con una resolución espectral, espacial y radiométrica mejorada (Tabla 2).

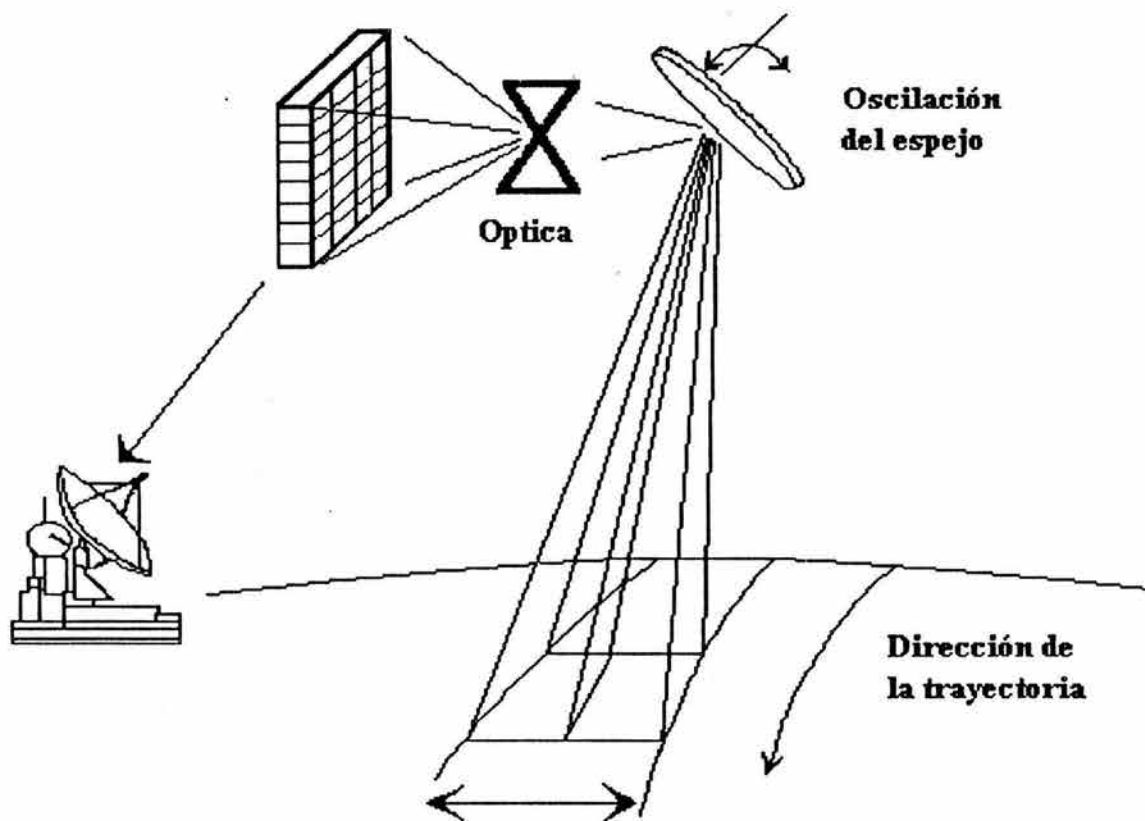


Fig. 3. Características de la obtención de las imágenes por parte de los satélites LANDSAT (Tomado de Chuvieco 1990)

Tabla 2. Características de los satélites de la serie LANDSAT. Modificada de Sabins (1987) y Richards (1986).

Satélite	Sensor	Número de bandas	Resolución espectral (μm)	Resolución espacial (m)	Periodo de actividad
LANDSAT 1	MSS	4	0.5 - 1.1	79 x 79	1972 - 84
LANDSAT 2	MSS	4	0.5 - 1.1	79 x 79	1975 - 83
LANDSAT 3	MSS	4	0.5 - 1.1	79 x 79	1978 - 83
LANDSAT 4	TM	6	0.45 - 2.35	30 x 30	1982 en
		1	10.5 - 12.5*	120 x 120	adelante
LANDSAT 5	TM	6	0.45 - 2.35	30 x 30	1982 en
		1	10.5 - 12.5*	120 x 120	adelante

* Banda de infrarrojo térmico

En general estos dispositivos cuentan con detectores que reciben la energía electromagnética procedente del terreno y la traducen a una señal eléctrica que varía en proporción a la cantidad de fotones recibidos. Posteriormente la señal es amplificada y grabada en una cinta magnética para su posterior reproducción en forma de imagen (Sabins 1987).

Las imágenes están compuestas por bandas, cada una con la información correspondiente a una determinada porción del espectro electromagnético. A su vez, cada banda consiste en una serie de celdas, llamadas píxeles (abreviatura de picture element) que determinan su resolución en pantalla y que están asociados a la resolución espacial del sensor. Este tipo de archivo se conoce como raster. Cada píxel tiene un valor, denominado nivel digital del píxel, que es función del valor promedio de radiancia registrado por el sensor para una porción de terreno correspondiente a la resolución espacial del mismo.

Métodos de análisis de imágenes de satélite

Las características de las imágenes obtenidas por este tipo de satélites determinan los tipos de análisis a los que pueden ser sometidos. En particular destacan dos:

- a) Los que se valen de computadoras para inspeccionar de manera individual los píxeles de la imagen, con el fin de hacer juicios con base en sus atributos específicos. Estos métodos son conocidos como cuantitativos.
- b) El otro tipo de métodos involucra la participación de un analista/intérprete que extrae información por medio de la inspección visual, usualmente de fotografías en blanco y negro o compuestas en color.

Estos dos tipos de aproximación al análisis de imágenes de satélite poseen sus características propias, si bien resultan complementarios. De cualquier modo resalta la capacidad de identificar formas

específicas e incorporar información espacial con los métodos de interpretación visual, así como de estimar de manera precisa áreas y explotar en su totalidad la resolución espectral utilizando los métodos cuantitativos.

Por último, cabe resaltar otros dos aspectos relacionados al análisis. El primero se refiere a los dos tipos de abordar la clasificación de imágenes, dentro del análisis cuantitativo. Estos son:

1) El uso de clasificaciones no supervisadas, que agrupan a los píxeles con base en la semejanza de sus valores, y que no requiere de un conocimiento previo del tipo de cubierta del suelo que representa.

2) Las clasificaciones supervisadas, que se basan en la definición de regiones de la imagen cuya correspondencia con un tipo específico de cobertura del suelo es conocida. Esto permite demarcar lo que se conoce como “campos de entrenamiento” en la imagen, a partir de los cuales se extraen ciertos parámetros estadísticos, que posteriormente permiten la clasificación total de la imagen mediante métodos probabilísticos.

El último elemento a mencionar en este apartado es el del uso de los compuestos en color, útiles tanto en los métodos cuantitativos como en los visuales, y que consisten en la combinación de tres bandas de la imagen, cada una asignada al cañón rojo, verde y azul del monitor, respectivamente. De esta manera se consigue combinar y resumir información redundante, con el fin de resaltar algunos rasgos específicos en una sola imagen (Richards 1986).

Ventajas en estudios a nivel regional del uso de imágenes de satélite respecto a la fotografía aérea

Algunas de las ventajas de este tipo de sensor-plataforma, frente a los tradicionales como la fotografía aérea son:

(i) Cobertura global y periódica de la superficie terrestre. Debido a las características orbitales de los satélites se pueden obtener imágenes repetitivas de gran parte de la superficie terrestre, incluyendo áreas inaccesibles por otros medios.

(ii) Visión panorámica. La altura orbital del satélite, permite detectar grandes extensiones, proporcionando una visión amplia de los hechos geográficos. Por comparación, una fotografía aérea escala 1:18 000 capta una superficie de aproximadamente 16 km², mientras que una imagen LANDSAT abarca una extensión de 34,000 km².

(iii) Homogeneidad en la toma de datos. Toda el área es registrada por un mismo sensor en un lapso de tiempo muy corto, proporcionando mayor consistencia a la información.

(iv) Información sobre regiones no visibles del espectro. Los sistemas óptico-electrónicos facilitan imágenes sobre áreas no accesibles con la fotografía convencional, proporcionando valiosa información para estudios ambientales.

Este conjunto de características que definen a la percepción remota, y que permiten realizar estudios a una mayor resolución espacial y temporal, adquieren una mayor relevancia si retomamos los antecedentes relativos a los estudios sobre deforestación tropical, esta vez para el caso específico de México.

Antecedentes de estudios sobre deforestación en México y su relación con la percepción remota

La revisión más reciente sobre las cifras de deforestación (originadas a partir de diversas fuentes) para el país arrojó una variación, con un ámbito que va de 399 000 a 1 500 000 ha/año (Tabla 3), dependiendo de la fuente que se consulte, siendo muy probablemente 668 000 ha/año el valor más cercano

al real, en virtud de la metodología que se siguió para su obtención (Masera *et al.* 1992). Aunque el estudio de Masera *et al.* (1992), al igual que el resto, se restringe temporalmente a un lapso breve, resalta en su metodología porque toma en consideración los pocos estudios de caso que existen en el país. Esto es un elemento muy importante porque la mayoría de las estimaciones sobre deforestación se han basado en mediciones indirectas como estadísticas de uso de suelo y crecimiento demográfico (Houghton 1990).

Tabla 3. Ámbito de variación en las estimaciones de la tasa de deforestación de México (10^3 ha/año). Tomada de Masera *et al.* (1992).

Fuente	Tipo de vegetación		Total
	Templada	Tropical	
PND 1983	n.d.*	n.d*.	400
Toledo 1989	n.d.*	n.d*.	1 500
Repetto 1988	n.d.*	460	460
Myers 1989	n.d*.	700	700
FAO 1988; WRI 1990	125	470	595
SARH 1990	127	202	329
Castillo <i>et al.</i> 1989	273	473	746
Masera <i>et al</i> 1992	167	501	668

*n. d. información no disponible

En este sentido es alentador el hecho de que cada vez aparezcan más trabajos concernientes a el mapeo de la vegetación en distintos puntos del país, a través de sensores remotos, incluyendo estudios específicos sobre deforestación (Lazcano-Barrero *et al.* 1992, EPA 1993, Inventario Nacional Forestal Periódico 1994 SARH; Pope *et al.* 1994). Esto resulta no sólo en una mayor cantidad de información, sino también en una mayor calidad de la misma ya que su resolución espacial y temporal es mejor.

Por otra parte se abre la oportunidad de profundizar en los aspectos ecológicos, demográficos, y de conservación asociados a la deforestación. Sin embargo aún bajo esta situación alentadora queda un

importante camino por recorrer para contar con un panorama suficientemente completo sobre el proceso de deforestación en México, dentro del cual la porción sureste del país ocupa un lugar destacado, considerándose incluso como uno de los frentes de avance de la deforestación más importantes de evaluar a nivel mundial (Myers 1993).

Dada la importancia de la selva húmeda, que en México alcanza el límite boreal de su distribución en el continente (Dirzo y Miranda 1991), y a que la Selva Lacandona, en particular, sobresale como el reducto de selva húmeda de mayor extensión en el país, poseedora de una gran diversidad biológica; y finalmente, debido al alto grado de amenaza que experimenta este ecosistema en México, se planteó como un proyecto de suma relevancia el analizar los patrones de deforestación de la Selva Lacandona. A su vez este proyecto se enmarca dentro de un programa más amplio que tiene por fin evaluar el estado de conservación de las selvas húmedas de México, este estudio se desarrolla actualmente en el Laboratorio de Interacción Planta-Animal del Instituto de Ecología de la UNAM.

OBJETIVOS

Los objetivos de este estudio son:

- Evaluar la magnitud de la tasa de deforestación de la Selva Lacandona en los periodos comprendidos entre los años 1974, 1984 y 1991. Un objetivo complementario a esto es basar la evaluación en un muestreo del tipo aleatorio irrestricto para seleccionar sitios ubicados dentro de la zona de estudio ($n = 38$), en cada uno de los cuales se calcula una tasa de deforestación. La relevancia de este método es que permitiría realizar un análisis estadístico de la información generada, así como una exploración detallada de la variación en los patrones de deforestación.

- Analizar la variación temporal y espacial de la deforestación en la Selva Lacandona. El primer punto se intentó por medio de la comparación de los valores promedio de deforestación obtenidos en cada uno de los periodos de tiempo mencionados anteriormente. El segundo punto a través del análisis de la variación de las tasas de deforestación de los 38 sitios, con relación a su ubicación en el espacio.

- Analizar la relación entre el crecimiento poblacional local y la magnitud de la deforestación, evaluando la asociación entre la magnitud de la tasa de deforestación de cada uno de los 38 sitios y el número de habitantes en las poblaciones aledañas. Se consideraron dos ámbitos espaciales con el fin de contar con un espectro amplio en el cual considerar esta posible relación. El primero, denominado ámbito restringido, consiste de un área con forma de cuadrado de superficie de 2 500 ha (equivalente a un sitio de muestreo de los mencionados en el primero de los objetivos). El segundo ámbito se denomina amplio y corresponde a cuadrados de área igual a 22 500 ha, cuyo centros se corresponden con los centros de cada uno de los sitios de muestreo.

- Evaluar la asociación entre los valores de deforestación y algunos estimadores de la magnitud de la pendiente del terreno presente en los 38 sitios muestreados. La magnitud de la pendiente se utiliza como un estimador de la accesibilidad del terreno, que se supone está relacionada a su vez con su susceptibilidad a ser deforestado.

ZONA DE ESTUDIO

La Selva Lacandona es, junto con su prolongación natural en el Petén guatemalteco, la porción de selva húmeda de mayor extensión en el límite boreal de su distribución en el continente (*cf.* Dirzo y Miranda 1991, Dirzo 1992, Gómez-Pompa y Dirzo 1995). Esta región (Fig. 4) se localiza en el extremo oriental del estado de Chiapas, entre los 16° 05' y los 17° 15' de latitud norte y los 90° 25' y los 91° 45' de longitud oeste, abarcando principalmente los municipios de Ocosingo y las Margaritas (Vásquez-Sánchez *et al.* 1992). Definida como región geográfica, ocupa una superficie de aproximadamente 1 millón y medio de hectáreas, delimitadas por las planicies del estado de Tabasco y el río Usumacinta en el norte, la frontera con Guatemala por el sur, el también río fronterizo Salinas por el este y la región montañosa de los Altos por el oeste.

El río Lacantún divide la zona en dos subregiones, la mayor localizada al oeste, conocida como la Lacandona propiamente y la otra, de menor extensión, al este, conocida como Marqués de Comillas (De la Maza y De la Maza 1991). La zona, constituida principalmente por rocas de edad cretácica (García-Gil y Lugo 1992), es surcada por tres serranías paralelas en dirección NO-SE, perpendiculares a los ríos Lacanjá y Salinas (también llamado Chixoy). En términos generales la altitud de las sierras disminuye en dirección NE, de 2450 m s.n.m., en los límites de la altiplanicie chiapaneca, a los 60 m s.n.m. en el Usumacinta. La sierra que se localiza entre los ríos Jataté y Lacanjá alcanza en promedio los 1000 m s.n.m., con algunos picos hasta de 1600 m s.n.m. La situada entre el Lacanjá y el Usumacinta tiene en promedio una altura de 500 m. Al sureste del río Lacantún los terrenos son bajos, con lomeríos y pequeños cerros aislados con altitudes de entre 100 a 300 m (Martínez 1994).

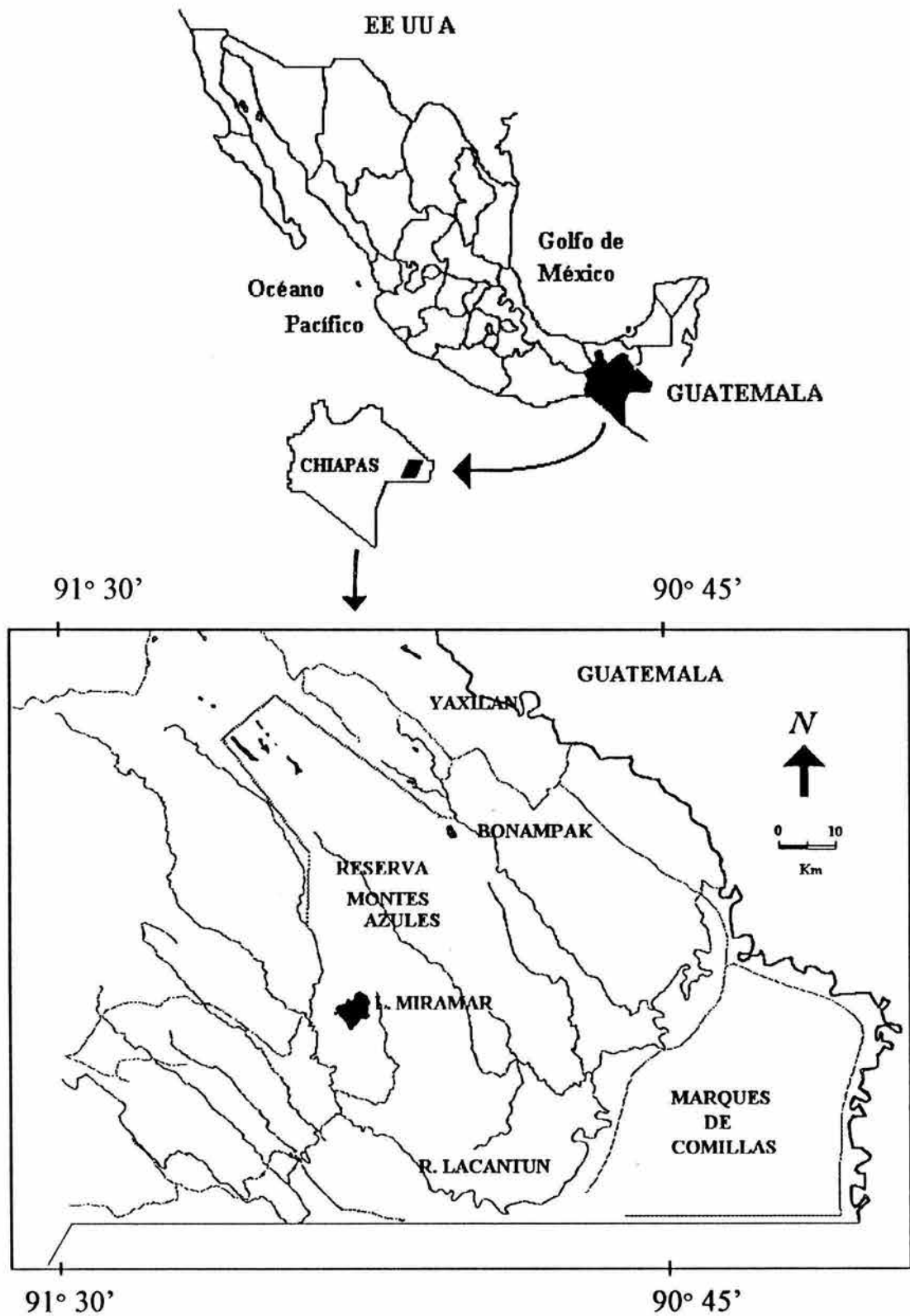


Fig. 4. Ubicación geográfica de la Selva Lacandona

El aspecto de la Lacandona, así como sus notables características biológicas están fuertemente influidas por su pasado geológico, más específicamente por lo ocurrido en los últimos 50 millones de años, durante el Cenozoico medio y tardío. Uno de los efectos más trascendentes de las alteraciones climáticas manifestadas durante las glaciaciones pleistocénicas, fue la modificación repetida de la distribución geográfica de los organismos propios del trópico húmedo, con su consecuente efecto en las tasas de extinción de los mismos; es muy probable que el bajo número de endemismos registrados en la zona sea un reflejo de esto. Dos eventos sobresalen por su importancia en la constitución del conjunto actual de especies presentes en la zona :

a) La invasión postglacial, en la cual algunos organismos pertenecientes a especies residentes en los refugios del Istmo (probablemente en la zona de las Chimalapas) y del este de Guatemala migraron hacia la región de la Lacandona.

b) La invasión reciente, donde se recibe el aporte de elementos procedentes de los refugios lejanos, Nicaragua y Costa Rica, los cuales presentan hoy su máximo punto de penetración boreal en la cuenca del Lacantún (De la Maza y De la Maza 1991).

El hecho de que esta región se localice en los límites de la distribución boreal para este habitat en el continente, podría motivar la duda acerca de la afinidad de esta selva con otras consideradas como "típicas" en Centro y Sudamérica. Una evaluación hecha por Dirzo (1991) al respecto, arroja los siguientes datos: la vegetación de varios sitios de estudio en la región presenta los rasgos distintivos comunes a las selvas húmedas con semejante nivel de precipitación. Es decir, se trata de un bosque muy denso y alto, conformado por un gran número de especies arbóreas, sin que por lo general ninguna de ellas presente una predominancia definitiva; abundante representación de lianas y otras plantas trepadoras; una vegetación del tipo siempre verde, ya que la gran mayoría de las plantas mantienen su follaje en la época de mayor sequía.

Otros indicadores de su condición de selva, que se pusieron de manifiesto en dicho trabajo, son: a) la presencia frecuente en los árboles de muchas especies, de salientes aplanadas en su base con perfil triangular, conocidas como contrafuertes; b) las hojas o los foliólos de las plantas son típicamente de color verde oscuro, a veces brillantes en la haz. Las láminas foliares son muy frecuentemente coriáceas y con la pilosidad pobremente representada. Los bordes son predominantemente enteros, sin dientes, o aserrados y comúnmente rematados en la punta con una prolongación estrecha que al parecer facilita la rápida eliminación, por escurrimiento, del agua de lluvia. Por último el tamaño de las hojas suele variar entre intervalos comprendidos entre los 5 a 10 cm y a veces llega a ser mayor a 1 metro; otro aspecto es que las flores son generalmente poco notables, principalmente por su localización en las copas de los árboles o en epífitas, por su pequeño tamaño y porque por lo general son de coloración poco conspicua, en tonos blanquecinos y verdosos (sin embargo ciertas especies de árboles presentan eventos de floración masiva, los cuales pueden ser apreciados muy claramente desde una vista aérea, un ejemplo de esas especies de árboles es *Bernoullia flammea*). En relación a la estructura de la selva, conteos del número de tallos por unidad de superficie, con diámetro a la altura del pecho mayor de 2.5 cm, arrojan densidades del orden de 1700 y 3250 árboles por hectárea. Estos resultados caen dentro de los parámetros conocidos para otras selvas de México y Sudamérica. De manera semejante, los censos de vegetación realizados por Meave (1990) en los alrededores de Bonampak, arrojan valores de diversidad y área basal para las especies de árboles que caen dentro del ámbito de variación característico de las selvas húmedas, en particular de las neotropicales con una ubicación más ecuatorial.

Estos aspectos, junto con la afinidad de su flora con la de las selvas amazónicas y centroamericanas, la señala como una selva propiamente dicha. Sin embargo esta región dista de ser homogénea en lo referente a su vegetación. Más bien está constituida por un complejo mosaico florístico-

estructural acorde a su fisiografía y diversidad climática. Los climas predominantes son el cálido que se encuentra por debajo de la cota altitudinal de los 800 m s.n.m, con una temperatura promedio de 25 °C, y el semicálido, que se ubica en la cota altitudinal que va de los 800 a los 1300 m s.n.m, presentando una temperatura promedio de 20 °C. El clima de tipo templado se localiza únicamente en las cumbres de la serranía Nudo de Diamante y en las estribaciones del Macizo Central, por encima de los 1300 m s.n.m. Es ocasional la presencia de heladas por encima de los 1500 m s.n.m (De la Maza y De la Maza 1991).

Las condiciones climáticas de la Lacandona están fuertemente determinadas por los vientos alisios, que dominan el área durante el verano y el otoño, y por los contralisios y las masas de aire polar que ejercen su dominio durante el “invierno” (meses de noviembre a enero) y la primavera. Los vientos alisios provocan ondas del este, depresiones, tormentas tropicales y huracanes que llegan desde el sur y el sureste a través del Mar del Caribe o el Golfo de México, aportando aproximadamente el 80% del agua que se precipita en la zona. El efecto de los vientos contralisios con sus anticiclones puede resultar en la generación de periodos cálidos y excesivamente secos (“suradas”). Además hay periodos fríos moderadamente húmedos (“nortes”). Estos fenómenos suelen alternarse entre los meses de diciembre y abril. Los nortes (noviembre-febrero) aportan entre el 10 y 15% de la lluvia del área (Cancino *et al.* 1990).

En general las lluvias son abundantes (de 2500 a 3500 mm anuales), subtipo f(m) de acuerdo con Köppen, presentándose las más importantes en los meses de julio, agosto y septiembre; con una disminución relativa de la precipitación durante los meses de marzo y abril. Existe un gradiente de precipitación que corre en dirección suroeste-noroeste, provocando que las áreas de mayor precipitación se localicen en la región montañosa (3500 mm) existiendo una disminución paulatina conforme hay un desplazamiento hacia la planicie costera del Golfo y el Petén Guatemalteco, donde se ha llegado a registrar



(en algunas localidades del Usumacinta y Salinas) sólo 1990 mm anuales de precipitación (De la Maza y De la Maza 1991).

Se reconocen 12 tipos de vegetación en la zona (denominadas de acuerdo a Miranda y Hernández-X.1963) :

- 1) Selva alta perennifolia
- 2) Selva alta o mediana subperennifolia
- 3) Selva alta o mediana subcaducifolia
- 4) Selva de *Bravaisia sp*
- 5) Selva baja subperennifolia
- 6) Sabana
- 7) Encinares
- 8) Pinares
- 9) Selva mediana o baja perennifolia
- 10) Bosque caducifolio
- 11) Palmares
- 12) Tulares y carrizales

Son comunes además las variantes y transiciones, así como zonas perturbadas con pastizales y vegetación secundaria (Martínez 1994). La selva mediana es el tipo de vegetación más extendido en la zona, presentándose en sus variedades de subperennifolia y subcaducifolia, en las que la altura de la masa forestal dominante alcanza entre 15 y 25 m, y se distribuye principalmente en el centro y sur de la Reserva de Montes Azules. Entre sus componentes destacan por su importancia el hule (*Castilla elastica*), el ceibo (*Bernouillia flammea*), el ramón (*Brosimum alicastrum*) y el chacá (*Bursera simaruba*). Por su parte la

selva alta alcanza su mayor representación dentro de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules y en Marqués de Comillas. Esta se caracteriza por su vegetación arbórea con alturas superiores a los 25 metros, entre la que se destacan árboles emergentes de alrededor de 50 metros. Este tipo de vegetación se encuentra, comúnmente, sobre suelos derivados de material calizo (rendzinas), presentándose de manera más frecuente en mesetas kársticas por encima de los 600 m s.n.m. y sobre lomeríos de baja altura. Sin embargo, donde los suelos presentan buenas condiciones de drenaje, se pueden llegar a encontrar algunos rodales de selva alta de menor extensión así como en las planicies de origen aluvial (selvas de vega).

Algunas especies representativas son: *Licaria platypus*, el canshán (*Terminalia amazonia*), la caoba (*Swietenia macrophylla*), el guapaque (*Dialium guianense*) y la ceiba (*Ceiba pentandra*). Un aspecto preponderante del paisaje actual en la Selva Lacandona, es la profusión de especies secundarias, típicas de la vegetación secundaria en fase de recuperación. Entre ellas destacan: *Cecropia obtusifolia*, *C. peltata*, *Schyzolobium parahybum* y *Ochroma pyramidale* (R. Dirzo y E. Mendoza-Ramírez, obs. per.). Otras comunidades vegetales importantes son: la selva baja, con una altura media menor a los 15 metros, la cual tiene una distribución restringida a laderas con fuerte inclinación sobre elevaciones montañosas y superficies de origen aluvial o planicies de tipo estructural, cuando estas presentan condiciones de hidromorfismo temporal, según Miranda (1961). Una especie representativa es el chucté (*Pseudobombax ellipticum*), por último, en la zona septentrional en altitudes superiores a los 800 m s. n. m., se encuentran algunas comunidades de pino-encino que se mezclan con selvas altas y medianas (García-Gil y Lugo 1992). Dos elementos asociados a esta gran diversidad biológica son la diversidad de tipos de suelo y la red fluvial de la zona. De los suelos destacan los siguientes (Cancino *et al.* 1990) :

a) Litosoles.- Normalmente presentes en los escarpes y afloramientos rocosos, que suelen presentar un espesor de aproximadamente 10 cm y están asociados a una vegetación baja.

- b) Cambisoles.- Considerados suelos jóvenes y que se presentan en la región en los tipos vérticos, gleicos, eútricos y crómicos.
- c) Luvisoles.- Que se presentan de manera más frecuente en la forma de luvisoles órticos, crómicos, férricos y gleicos.
- d) Acrisoles.- De las cuales abundan los del tipo órtico, férrico y gleicos.
- e) Gleisoles.- Con presencia en su horizonte de agua de manera permanente o semipermanente, con fluctuaciones del nivel frático en los primeros 50 cm; los más abundantes son los húmicos y los calcáricos.
- f) Fluvisoles.- Suelos muy jóvenes formados por depósitos aluviales recientes, de distribución restringida a algunas planicies aluviales. Se reconocen en la zona los cálcicos y los eútricos.
- g) Rendzinas.- Con una composición rica en materia orgánica dispuesta sobre una capa de roca caliza y de presencia muy frecuente en la zona.
- h) Vertisoles.- Suelos arcillosos de color negro, presentes en las superficies de poca pendiente y cercanas a los escurrimientos superficiales. En lo referente la abundante red fluvial de la Selva Lacandona, ésta presenta un marcado control estructural, por lo que las corrientes principales son en dirección noroeste-sureste y las secundarias o epígeas están instaladas en valles sinclinales o en líneas de debilidad tectónica. Por otra parte en la selva son abundantes los cuerpos lacustres permanentes, de origen kárstico. Entre los más importantes destacan:
- a) El sistema de los lagos Ocotal, Ojos Azules, Escobar y el Suspiro, situados en la porción norte de la Lacandona, por arriba de los 900 m s.n.m.
- b) Las lagunas de Lacanjá, Santa Clara, Jalisco, Carranza y Metzaboc al noroeste y a una altitud menor a los 300 m s.n.m.
- c) Por último, al sur se encuentra la laguna más grande, la laguna de Miramar (García-Gil y Lugo 1992).

Por otra parte en lo referente a la diversidad biológica, si bien aún son escasos los inventarios biológicos realizados en la zona, sus resultados permiten catalogar la magnitud de la biodiversidad de la Selva Lacandona como notablemente alta (Tabla 4), con una representación de las especies del país que va desde 10.4%, en el caso de especies de peces de agua dulce, hasta 44% en el caso de las mariposas. En general la Lacandona alberga, aproximadamente, el 20 % del número total de especies existentes en el país, considerando los grupos mostrados en la Tabla 4.

Tabla 4. Número de especies, de varios grupos de organismos, registradas en la Selva Lacandona y su relación respecto al total nacional.

GRUPO	LACANDONA (No. de especies)	MEXICO (No. de especies)	REPRESENTATIVIDAD (%)
FLORA ¹	4 314	22 800	18.9
MAMIFEROS ²	112	439	25.7
AVES	300 ²	1007 ³	29.8
MARIPOSAS ⁴	800	1 818 ⁵	36.0
PECES	40 ²	384 ⁶	10.4
ANFIBIOS Y REPT.	109 ²	978 ⁷	11.1
TOTAL	5 675	27 808	20.40

Fuentes:

(1) Martínez (1994)

(4) De la Maza y De la Maza (1991)

(7) Flores Villela (1993)

(2) Medellín (1991)

(5) Llornte *et al.* (1993)

(3) Escalante *et al.* (1993)

(6) Espinosa *et al.* (1993).

Un elemento más que resulta de suma importancia dentro de esta región, es la existencia de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules, decretada el 12 de enero de 1978. Esta reserva tiene una

extensión de 331 200 ha, de las cuales aproximadamente el 80% conserva su cubierta vegetal original, predominantemente selva alta (véase descripción en Gómez-Pompa y Dirzo 1995).

En virtud de las características de esta reserva, su conservación y manejo ocupan un sitio preponderante dentro de las estrategias dirigidas a mantener la inmensa riqueza biológica que caracteriza esta región. Por otra parte, no obstante su categoría de zona protegida, esta reserva refleja los complejos antecedentes históricos que distinguen a esta zona, albergando a más de 9 000 habitantes de diversos grupos étnicos.

De manera breve algunos de los eventos que han desempeñado un papel relevante dentro de la historia de la región, y que han intervenido para dar como resultado el marco socioeconómico existente en la Selva Lacandona, son (Ditchl 1987):

a) el importante proceso de colonización e inmigración llevado a cabo desde mediados de este siglo, primero de manera “espontánea” y posteriormente, a mediados de este siglo, inducida directamente por el gobierno federal.

b) la explotación forestal intensiva por parte de empresa maderera COFOLASA

c) la explotación de los yacimientos petrolíferos por parte de PEMEX

d) la entrada de diversas instituciones gubernamentales en la zona (SARH, SAHOP, INI, INAH, IMCAFE, etc.), que a principios de los ochentas totalizaban un número de 28. En general la entrada de estas instituciones estuvo asociada a la implementación de “programas productivos” que implicaban una fuerte modificación del entorno natural

e) los conflictos fronterizos, debidos a la inmigración guatemalteca.

Esta serie de características biológicas, físicas y socioeconómicas terminan por constituir un escenario muy complejo, pero a la vez sumamente útil para tratar de entender los problemas asociados a la conservación de la biodiversidad tropical.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de las imágenes y procesamiento previo a la clasificación

Se realizó una búsqueda de las imágenes disponibles para la zona, en la que resultó que el juego de imágenes disponible de forma más rápida y accesible se podía obtener del Instituto de Geografía de la UNAM. De esta manera se obtuvieron tres pares de imágenes, cada par correspondiente a una década distinta, abarcando desde mediados de la década de los 70's hasta principios de la década de los 90's. Dos pares de imágenes fueron del tipo MSS y uno, el más reciente, del tipo TM. Todas fueron clasificadas mediante el método conocido como clasificación no supervisada.

Las imágenes MSS corresponden a las escenas 21/48 y 21/49 para las décadas de los años 70's y 80's. Estas se obtuvieron del proyecto "Paisaje de Norteamérica", que se realiza en el Instituto de Geografía de la UNAM, en convenio con la Agencia para la Protección del Ambiente de los Estados Unidos (EPA). Las imágenes 21/48 son del 15 febrero de 1974 y del 25 de noviembre de 1984 respectivamente, mientras que las 21/49 son del 15 de febrero de 1974 y del 15 de enero de 1985 (*cf.* Fig. 5). Este material, distribuido por la agencia "EROS Data Center" del Servicio Geológico de los Estados Unidos, es sometido a un proceso previo a su distribución que incluye una corrección geométrica para eliminar las distorsiones de las imágenes.

La corrección geométrica se lleva a cabo mediante el algoritmo de convolución cúbica y se utilizan 97 puntos de control, resultando en una corrección con un error

cuadrado medio menor al tamaño de un pixel. No se han observado efectos importantes sobre las clasificaciones por el hecho de ser corregidas previamente mediante el algoritmo antes mencionado (J. Dwyer, com. pers.). Otra característica de las imágenes que se modifica previo a su distribución es el tamaño del pixel, resultando en un pixel cuyas dimensiones son de 60 x 60 m, lo cual les confiere una mayor compatibilidad con la resolución espacial de las imágenes LANDSAT TM (EPA 1993).

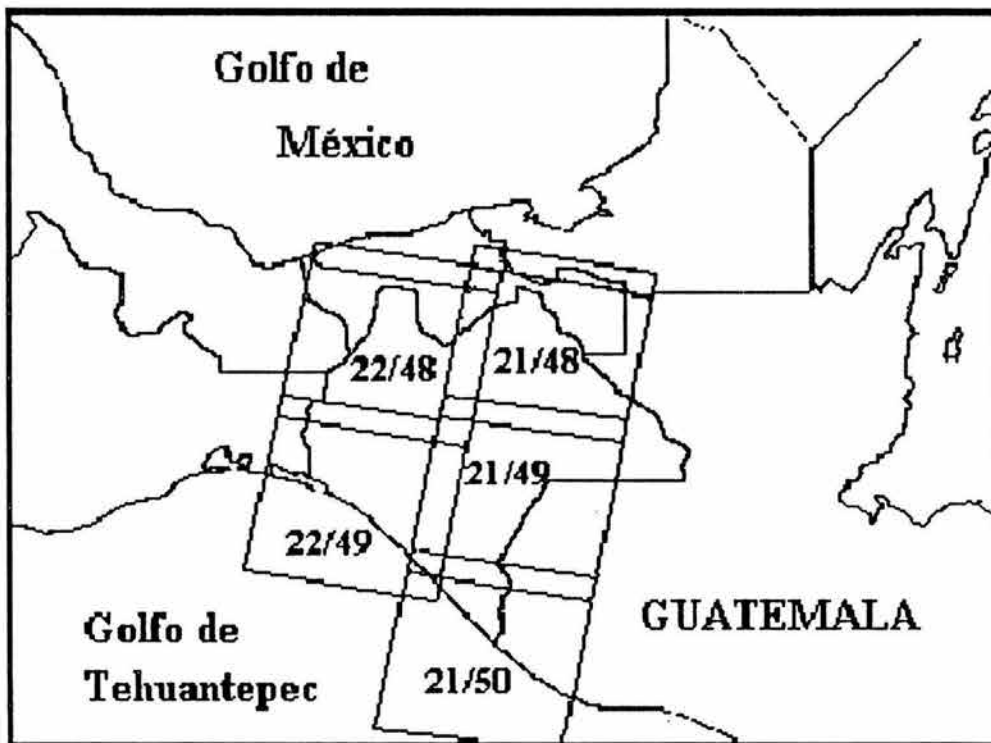


Fig. 5. Clave para ubicar la imágenes que se mencionan en este estudio (21/48 y 21/49). Se incluyen además el resto de las imágenes que cubren la mayor parte del territorio del estado de Chiapas.

A solicitud, las imágenes fueron cortadas en el Instituto de Geografía, para que abarcaran únicamente el área de estudio, reduciéndose sus dimensiones a 1493 columnas y

961 renglones para las escenas 21/48, y 1153 columnas y 1119 renglones para las escenas 21/49.

Corrección geométrica de las imágenes TM

Las imágenes TM se obtuvieron también del Instituto de Geografía, pero en este caso, del material utilizado para el Inventario Nacional Forestal Periódico 1994. Las imágenes son del 3 de abril de 1991 (21/48) y del 19 de febrero de 1990 (21/49), y a diferencia de las imágenes MSS no cuentan con una corrección geométrica previa, de manera que estas correcciones debieron realizarse de manera posterior a su obtención. La corrección se realizó utilizando el programa PIXSAT para estaciones de trabajo ("work station"). Durante este proceso se incorporó un archivo de puntos de control generado para el Inventario Nacional Forestal Periódico y el modelo digital de elevación correspondiente a la zona. Para la corrección se seleccionó un polinomio de tercer grado para establecer la relación entre la posición original de los píxeles y la que pasan a ocupar después de la corrección.

Por otra parte, se seleccionó el algoritmo del vecino más cercano para realizar la transferencia de los valores de los píxeles, porque no altera los valores originales (Richards 1986), de manera que no se influye en los resultados de la clasificación posterior. Como resultado de esto se obtuvo una corrección con un error cuadrado medio menor al tamaño de un píxel. Para hacer compatible la resolución de estas imágenes con las MSS se remuestreó el tamaño del píxel para obtener una resolución de 60 x 60 m.

Una vez corregidas, las imágenes fueron cortadas a un tamaño de 1518 renglones y 1456 columnas para 21/49 y 1001 renglones y 1834 columnas para 21/48. Durante todo este proceso se excluyó la banda 6 por ser de una resolución mucho menor al resto de las bandas.

Clasificación no supervisada de la imágenes

Este proceso se realizó utilizando el programa GRASS4.1 para estación de trabajo (work station) y constó de dos etapas; en la primera se suministraron los parámetros a partir de los cuales se formaron los conglomerados de pixeles, y en la siguiente se clasificó la totalidad de pixeles de la imagen, asignándose a un conglomerado en específico mediante un algoritmo de máxima probabilidad. En la primera etapa se ensayaron dos series de parámetros (Tabla 5):

Tabla 5. Parámetros de prueba, utilizados para obtener los conglomerados de pixeles a partir de los cuales se clasifican las imágenes. Al final se utilizó la serie 2.

Parámetro	Serie 1	Serie 2
Número inicial de clases	30	45
Tamaño mínimo de la clase (pixeles)	100	100
Separación entre clases	0	0
Porcentaje de convergencia (%)	98	98
Número máximo de iteraciones	30	30

Se estableció un número de clases de por lo menos el doble de tipos de coberturas del suelo esperadas, en virtud de lo que se reporta en la cartografía temática para la zona (INEGI 1984), con el fin de incluir las variaciones espectrales debidas a cambios en las

distintas condiciones de iluminación, humedad, topografía, etc., para una misma clase de cobertura del suelo. Además se siguió la recomendación de establecer un tamaño mínimo de clase de por lo menos $10 N$ píxeles, siendo N el número de bandas utilizadas (Eastman 1993).

Se seleccionó la segunda serie, ya que al analizar la matriz de varianza-covarianza para los conglomerados se encontró que el coeficiente de variación era menor, rasgo muy importante para la posterior etapa de clasificación, ya que el algoritmo de máxima probabilidad utilizado es muy sensible a la heterogeneidad de los conglomerados a partir de los cuales agrupa el resto de los píxeles.

Una vez que se definieron los conglomerados de píxeles, se pasó a la etapa de clasificación de todas las imágenes. El algoritmo que sirve para esto (en GRASS4.1), es el que se conoce como de Máxima Probabilidad (maxlik). En este algoritmo se da por hecho que los valores de los píxeles en cada categoría, a semejanza del resto de la imagen, se distribuyen de forma normal. Esto permite que, dado que se cuenta con la matriz de varianza-covarianza y los vectores de medias para cada conglomerado, se pueda calcular la función de densidad de la distribución normal y así obtener una estimación de la probabilidad de pertenencia de un píxel a una categoría dada. Este método de clasificación se considera el más robusto, cuando se cuenta con muestras homogéneas y suficientemente grandes, pero también es el que demanda mayor volumen de cálculo (Chuvienco 1992).

Asignación de las clases espectrales a clases de cubierta del suelo

Para esta fase del trabajo se generaron compuestos en falso color de cada imagen, utilizándose la combinación 453 para las imágenes de TM y la equivalente para MSS (754). Se conoce que las bandas utilizadas en estos compuestos contienen una cantidad substancial de la información total de la imagen, además de presentar una baja correlación entre ellas (Richards 1986).

Se utilizaron tres criterios complementarios para la asignación de las categorías espectrales a categorías de uso de suelo. El primero se apoyó en la utilización de material auxiliar: cartografía temática, escala 1:25 000 elaborada por la Compañía DIASA CONSULTORES en 1976, y escala 1: 250 000 de INEGI (1984) y del Inventario Nacional Forestal Periódico de 1994; fotografía aérea de 1994, escala 1: 38 000; fotografía de 1978, escala 1: 70 000 y un vuelo de reconocimiento (1994). El segundo consistió en la interpretación de los compuestos en falso color, para cada imagen y el tercero en el análisis de la firmas espectrales de cada conglomerado de píxeles. Previo a la siguiente etapa en este proceso, se hizo un cruce de información entre la imágenes clasificadas de los años 70's y 90's, para obtener el % de área de selva que fue clasificada como tal en los 90's y que también se consideró como selva en los 70's, a manera de obtener una estimación del error al clasificar este tipo de vegetación, resultando una correspondencia del 99% para las imágenes 21/48 y un 83.55 % para las imágenes 21/49. Dado que el énfasis fue distinguir entre selva y no selva, y a que se contó con una buena cantidad de información auxiliar no se realizó una matriz de confusión para evaluar la exactitud de la clasificación.

Selección de los sitios de muestreo

Las imágenes utilizadas presentan una gran variación en el porcentaje de área cubierta por nubes, siendo los extremos de la variación las imágenes 21/49 y la 21/48 de las décadas de los 70's y 80's, respectivamente, con aproximadamente 0% de nubosidad y la imagen 21/49 de la década de los 80's con aproximadamente el 60 % del área cubierta por nubes. Para evitar el posible sesgo en el cálculo de las tasa de deforestación, debido a la presencia de nubes, se procedió a obtener el área libre de nubes en las imágenes de las tres fechas evaluadas. Las nubes no aparentaban tener un patrón sistemático en su ubicación en las seis imágenes utilizadas. De esta forma se procedió a generar un mapa en el cual se pudiera ubicar la cobertura de total nubes, resultante de considerar el total de imágenes de satélite. A la zona libre de nubes se le ajustó una cuadrícula con cuadros de 5 x 5 km (2 500 ha) y del total de estos cuadros se realizó un muestreo aleatorio irrestricto, el cual tiene fundamentalmente las siguientes bondades:

- a) Permite generar estimaciones del área del área total de selva presente en el área de muestreo, en cada una de las fechas evaluadas. Debido a la presencia de nubes en cada una de la imágenes utilizadas, esta estimación no se podría haber hecho si sólo se hubiera obtenido el área total de selva presente en cada fecha.
- b) Permite contar con una estimación general de la tasa de deforestación de la zona de estudio en conjunto, pero además brinda información extra a través de los valores de deforestación específicos de cada sitio de muestreo. Esto permite una caracterización más detallada de la posible heterogeneidad en el patrón de

deforestación de una región. Por otra parte permite incorporar otras variables que en conjunto con las tasa de deforestación de los sitios de muestreo son susceptibles de ser analizados con la ayuda de herramientas estadísticas.

Bajo este razonamiento, se seleccionaron 50 cuadros con ayuda de una tabla de números aleatorios y después de descontar los cuadros situados en los márgenes de la imágenes entre los que no había una correspondencia completa (debido a el desplazamiento de la órbita de los satélites TM con respecto a los MSS), se obtuvieron finalmente 38 cuadros (Fig. 6). Esto equivale a un factor de muestreo de 25.3% del área total con baja nubosidad en las tres fechas y del 11.87 %, si se incluye la porción del área de estudio cubierta por nubes.

Se prefirió el muestreo aleatorio sobre el estratificado aleatorio, debido a que el estratificado aleatorio se suele utilizar cuando se evalúan subcategorías (p. ej. de la vegetación) y *a priori* no se distinguieron éstas en las zona de estudio.

Obtención de las áreas de selva y cálculo de las tasas de deforestación

Antes de obtener el área clasificada como selva para cada cuadro seleccionado, se hizo una revisión cuadro por cuadro, para corregir cualquier error que fuera evidente o para reclasificar de manera definitiva sitios que hubieran sido clasificados previamente como sombras. Para esto se utilizó, de nuevo, como apoyo, la cartografía y la fotografía aérea. Después de esta revisión se obtuvo el área de selva en cada cuadro y fecha y se calculó la tasa de deforestación con la siguiente fórmula, obtenida de Dirzo y García (1992):

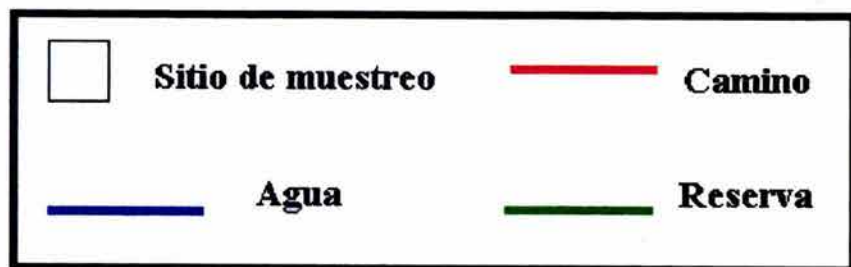
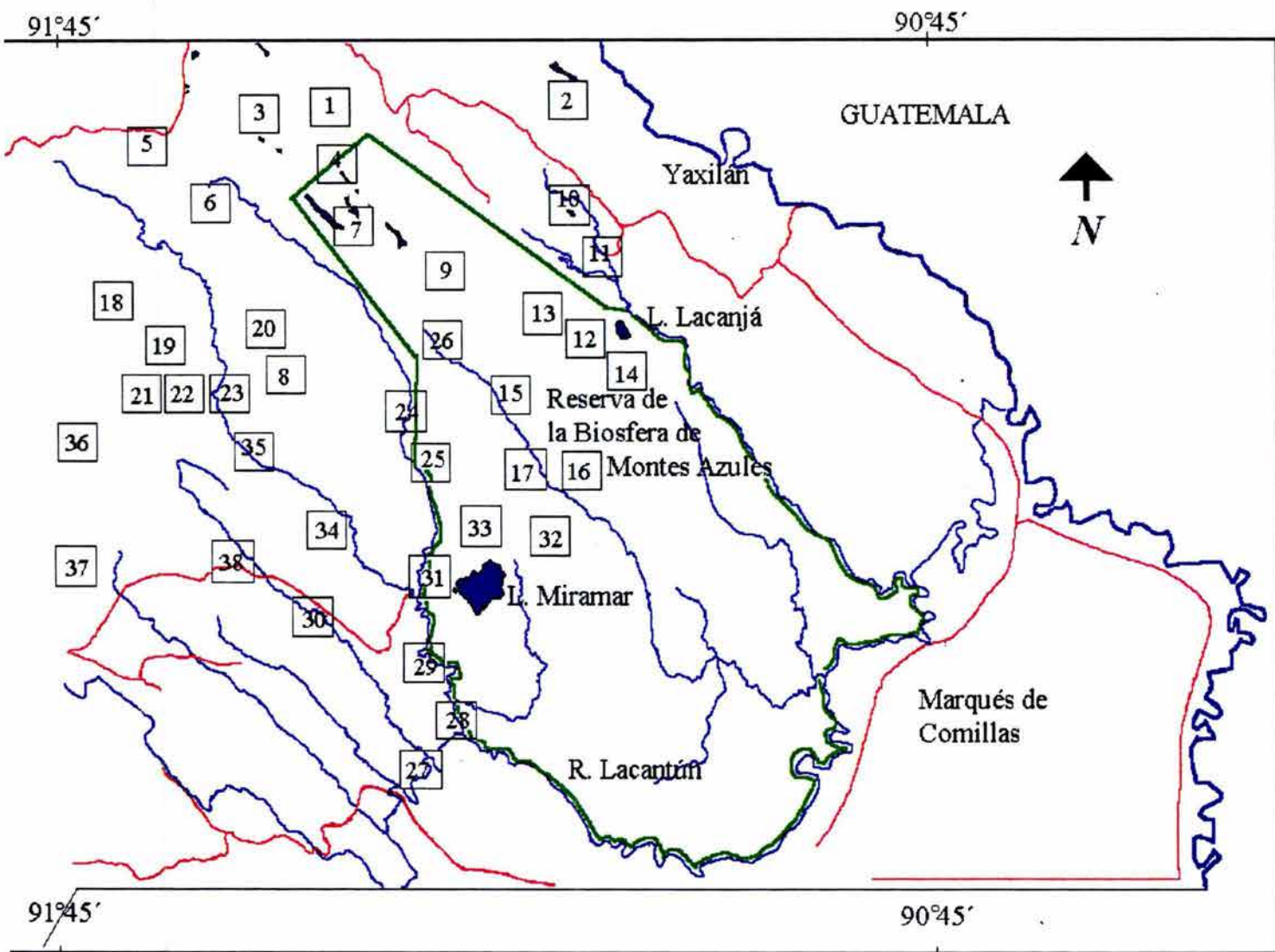


Fig. 6. Ubicación de los 38 sitios de muestreo. Se ilustran también los caminos y ríos más importantes, así como los límites de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules.

$$TD = 1 - (1 - ((A_1 - A_2)/A_1))^{1/t} \quad (1)$$

Donde TD es igual a la tasa de deforestación, A_1 y A_2 son las áreas de selva inicial y final y t es el intervalo de tiempo (en años) durante el cual se evalúa este cambio. En este trabajo se optó por utilizar una fórmula matemática denominada de interés compuesto, la cual toma en consideración que el incremento relativo de la deforestación, en un año, es función de la magnitud de la deforestación del año pasado. Esta consideración no se toma en cuenta en funciones matemáticas más simples, como las denominadas de interés simple, resultando en subestimaciones de la magnitud de la deforestación. Por otra parte, al ser las tasas de deforestación una medida relativa, adquieren valores entre 0 y 1 (o entre 1 y 100 %). Uno de los aspectos más útiles de incorporar este tipo de cálculos, en los estudios de deforestación, es que permiten realizar proyecciones sobre el tiempo necesario para que el área deforestada, en una determinada unidad geográfica, experimente un incremento determinado.

Información demográfica

Se consultaron los resultados, por localidad, de los Censos Generales de Población y Vivienda de 1970 y 1990; los resultados para 1980 no se publicaron (INEGI 1971, 1991). Se obtuvo el número de habitantes, en las dos fechas arriba mencionadas, para las poblaciones

localizadas en el área de estudio según la cartografía 1: 250 000 de INEGI y otra información disponible (Vásquez-Sánchez *et al.* 1992)

Para obtener una primera aproximación de la magnitud del crecimiento poblacional durante el periodo de tiempo que abarca este estudio, se sumó el número de habitantes de cada uno de los poblados localizados dentro de la zona de estudio. De esta manera se obtuvo una estimación del número de habitantes en la zona de estudio en los años 1970 y 1990. Con esta información se calculó la tasa de crecimiento poblacional, usando la fórmula utilizada por INEGI (1991).

$$r = ((N_x/N_0)^{1/t}) * 100 \quad (2)$$

Donde r = la tasa de crecimiento intercensal; N_0 = población en el año 0;

N_x = población en el año x y t = tiempo transcurrido en el periodo (0- x).

Posteriormente se estimó el número de habitantes en cada cuadro de muestreo, para ambas fechas, considerando únicamente los poblados localizados dentro de los límites de cada sitio de muestreo de 2 500 ha (ámbito restringido). Se evaluó también la relación entre el número de pobladores y la tasa de deforestación mediante un análisis de regresión, considerando cada uno de los 38 sitios de muestreo y su número de habitantes asociado, como un punto independiente en el análisis. Se hizo una segunda evaluación de la relación entre el número de habitantes y la tasa de deforestación de cada sitio, pero en este caso utilizando la cantidad de habitantes en cuadros de 22 500 ha cuyo centro se correspondía con los centros de cada uno de los sitios de muestreo (lo que se denominó ámbito amplio).

De nuevo se utilizó un análisis de regresión para evaluar la relación entre el número de habitantes y la magnitud de deforestación.

Variación espacial de la deforestación

Se exploró la variación espacial de los valores de deforestación. Con este fin se agruparon los valores de deforestación, de los sitios de muestreo, en tres categorías según su posición respecto a los límites de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules: a) dentro de la reserva, b) sobre los límites de la reserva, y c) fuera de la reserva. Se seleccionó este criterio, con el fin de evaluar el grado de variación de la perturbación de la selva en el contexto de la presencia de la Reserva de Montes Azules.

Se calculó la tasa promedio de deforestación, dentro de cada categoría, y se exploró la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los valores promedio de las categorías mediante una prueba de Kruskal-Wallis.

Estimación del área total de selva existente en cada una de la fechas consideradas

Se estimó la cantidad de selva existente en las 800 000 ha que abarcan la totalidad del área de estudio. Para esto se utilizaron los valores promedio de área de selva por cuadro, para cada fecha, que se multiplicaron por el número de cuadros de (2 500 ha) necesarios para alcanzar a cubrir el área total (320). Esta estimación se basa en el hecho de que, aunque el área de selva en cada sitio de muestreo no tenga una distribución normal, por lo que en

principio la media podría parecer que no es un buen estimador del área de selva en cada cuadro, las medias de las muestras si presentan una distribución del tipo normal, según el teorema del límite central (Sokal y Rohlf 1981). De esta manera, a los valores obtenidos se les calculó un intervalo de confianza del 95%. La fórmula que se utilizó para calcular la varianza de los estimaciones del área de selva fue la siguiente (Zar 1984):

$$\text{Var}(\hat{a}) = N^2 \left(\frac{N-n}{N} \right) (s^2) \quad (3)$$

Donde \hat{a} es el estimador del área, N es el número total de cuadros de 2 500 ha necesarios para cubrir las 800 000 ha que comprenden el área de estudio y n el número de cuadros muestreados.

Evaluación de la relación pendiente del terreno respecto a la magnitud de la deforestación

Para realizar esta parte del estudio se utilizó un modelo digital de elevación del terreno de la zona de estudio. Con ayuda de este modelo se obtuvo el área correspondiente a una determinada pendiente, medida en grados, en cada uno de los sitios de muestreo. Se calcularon las medidas de tendencia central (media, moda, y mediana) y de dispersión (varianza, desviación estándar y deciles) de los valores de pendiente, en cada sitio de muestreo. Se analizó la posible relación entre las medidas de tendencia central de la pendiente de cada uno de los sitios de muestreo y sus correspondiente tasa de deforestación, utilizándose análisis de regresión. Como se menciona en los objetivos de este trabajo, se considera que la pendiente del terreno en un sitio, puede utilizarse como un estimador de la susceptibilidad de ser deforestado, en virtud a que está asociada a la factibilidad de acceso y establecimiento, en ese sitio, de actividades o poblaciones humanas.

RESULTADOS

Área de selva y variación en la magnitud de la deforestación

Las estimaciones del área de selva existente, mostraron que en un periodo de 17 años se perdió un total de 19 068 ha. Esta cantidad equivale al 23% de la cobertura de selva que existía originalmente en los sitios de muestreo al principio de este estudio (Tabla 6).

Tabla 6. Área total de selva húmeda, de los 38 sitios evaluados, en los años de 1974 y 1991, y pérdida de área de selva durante el mismo periodo.

Área Total (ha)		Área Perdida	Área Perdida
1974	1991	(ha)	(%)
82438	63110	19 068	23.20

Uno de los aspectos más notables dentro de este análisis de deforestación de la Selva Lacandona, es la variación espacial que se manifiesta en ambos periodos. Esta situación se ilustra gráficamente en la Figura 7, donde se pueden apreciar 3 pares de imágenes. Estas imágenes representan sitios con una magnitud de deforestación alta (Fig. 7A), intermedia (Fig. 7B) y baja (Fig. 7C). El primer caso corresponde La representación relativa de los sitios con distintos grados de deforestación se discute más adelante.

Si consideramos en detalle los valores de deforestación de los sitios de muestreo, comenzando con el periodo 1970-1980, encontramos que existe gran variación, tanto en el área de selva perdida, como en la tasa de deforestación respectiva (Tabla 7). En particular, la variación en las tasas de deforestación incluye sitios con una pérdida en área que va desde el 0 hasta el 57.21 %.

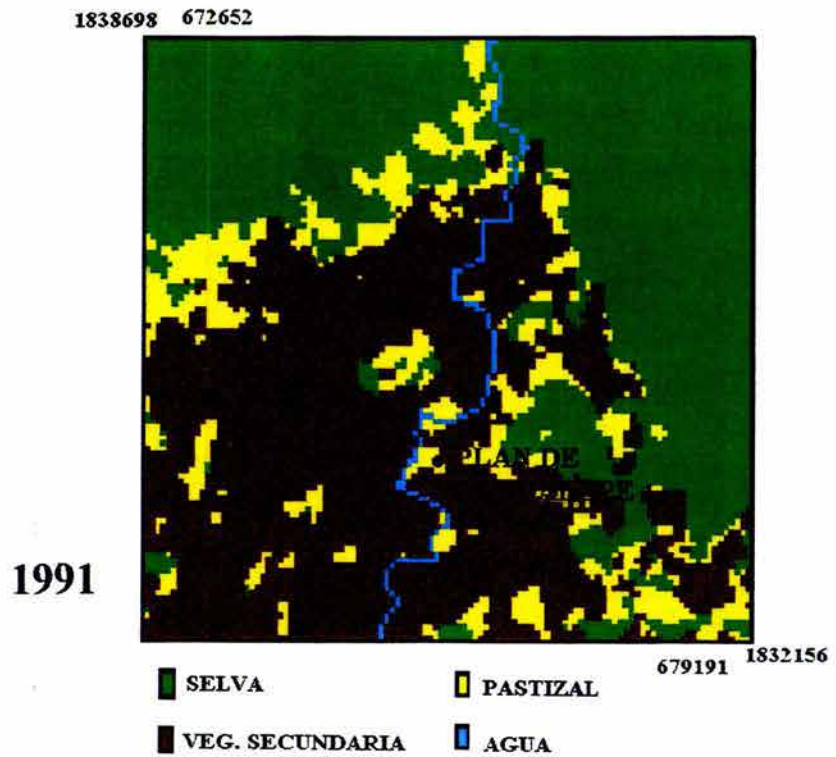
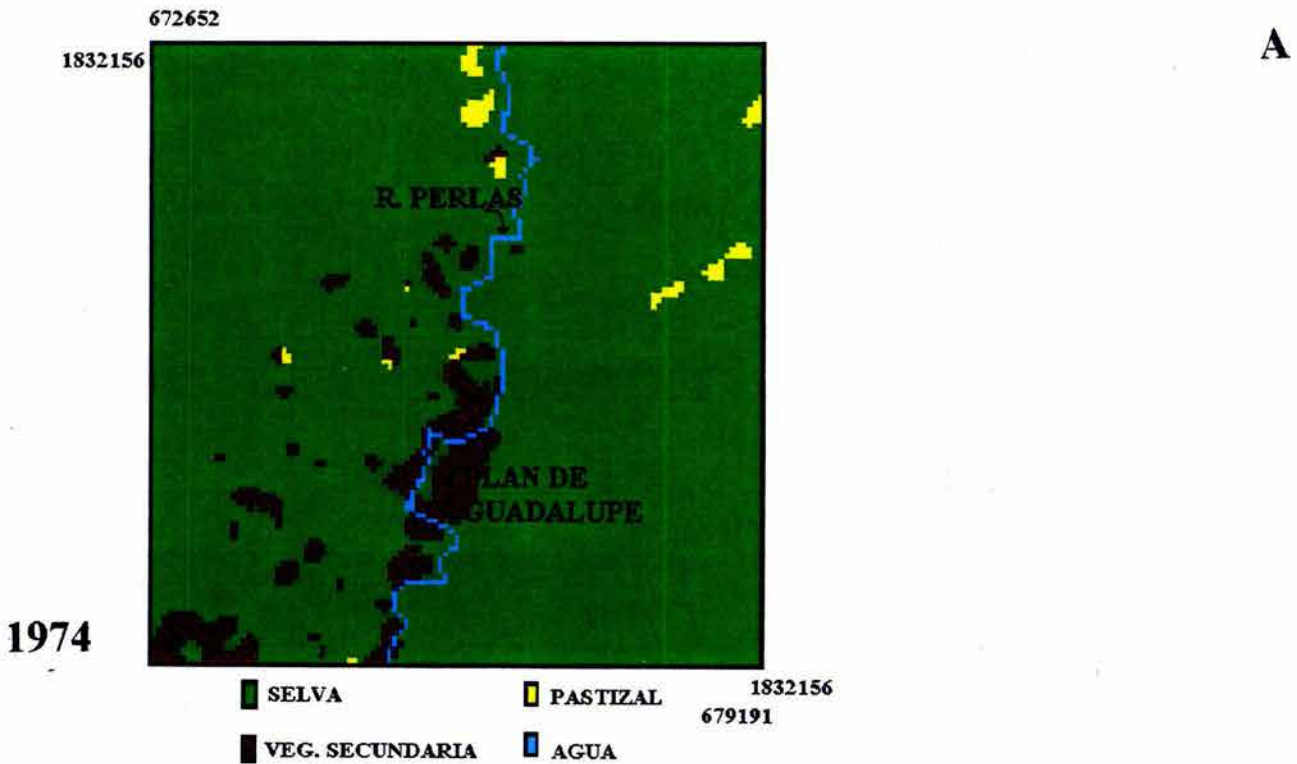
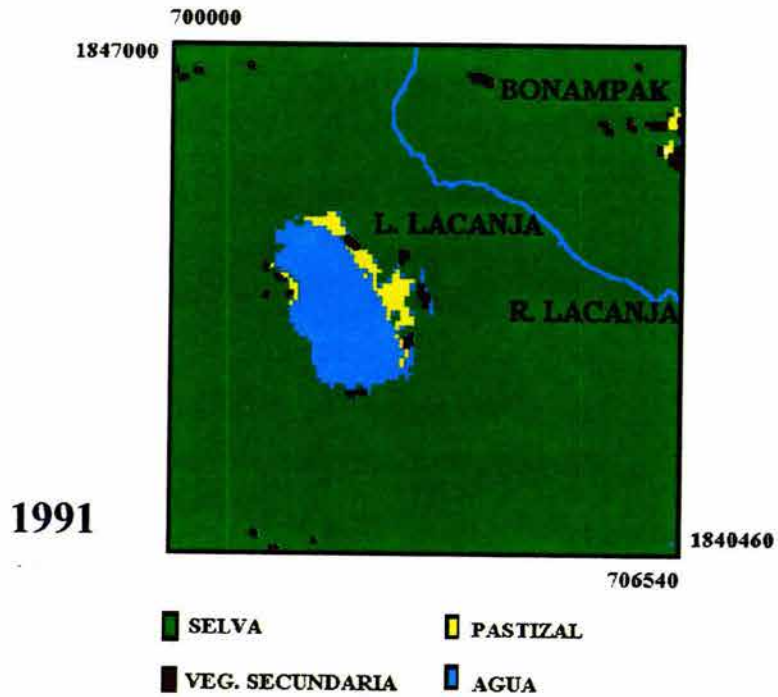
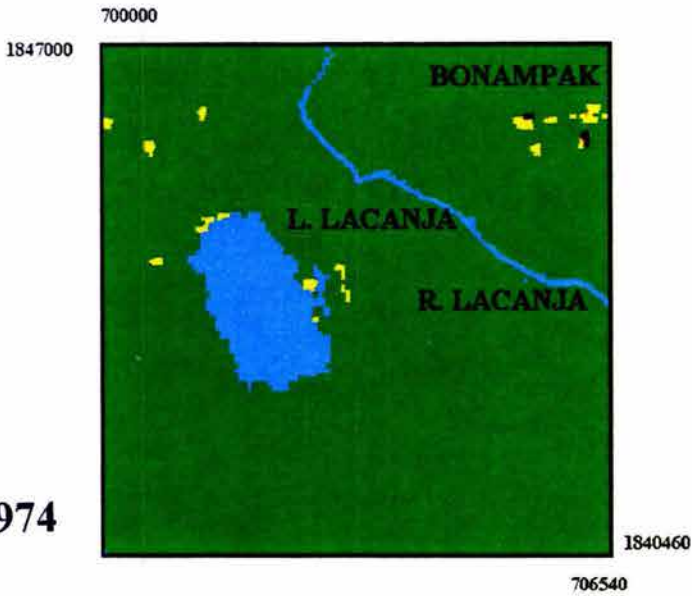
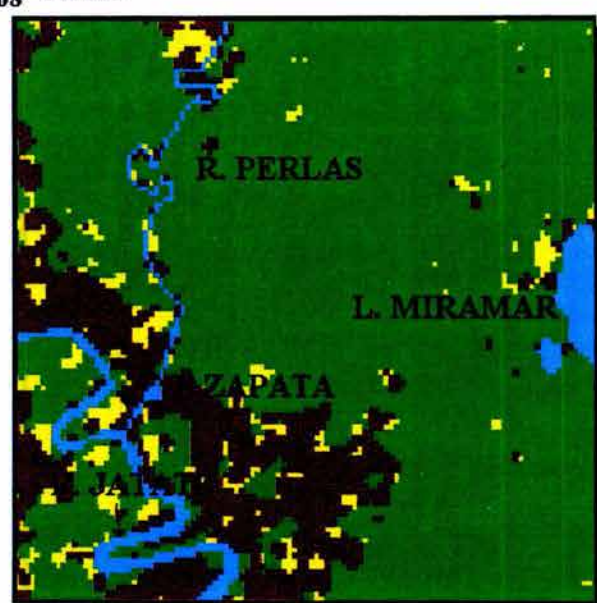


Fig. 7. Ejemplos de la variación en la magnitud de la deforestación, para tres sitios ubicados dentro del área de estudio. A) deforestación alta, B) deforestación intermedia y C) deforestación baja.



1817508 675863

1974



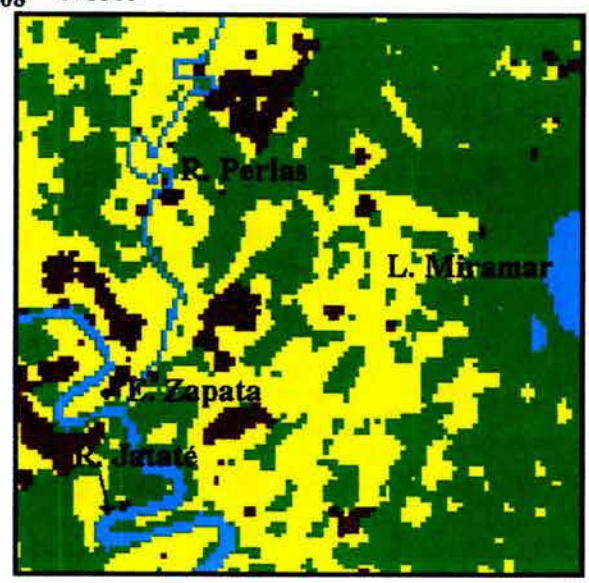
1810971

682407

- SELVA
- PASTIZAL
- VEG. SECUNDARIA
- AGUA

1817508 675863

1991



682407 1810971

- SELVA
- PASTIZAL
- VEG. SECUNDARIA
- AGUA

Tabla 7. Área de selva húmeda, por sitio de muestreo, calculada a partir de las imágenes de las décadas de 1970 y 1980. Se incluye el porcentaje de área remanente al final del periodo evaluado así como la tasa de deforestación respectiva.

Sitio	Área 70's	Área 80's	Área Remanente	Tasa de deforestación
	(ha)	(ha)	(%)	% / año
1	2428.15	2146.54	88.40	1.23
2	2167.22	1892.28	87.31	1.35
3	2445.57	2190.24	89.56	1.10
4	2387.50	2235.61	93.64	0.66
5	1952.39	1257.53	64.41	4.30
6	2106.62	1906.82	90.52	0.99
7	2272.79	2225.95	97.94	0.21
8	2413.27	1893.60	78.47	2.40
9	2481.13	2344.68	94.50	0.56
10	2420.53	2211.50	91.36	0.90
11	2406.01	1710.70	71.10	3.35
12	2490.56	2489.84	99.97	0.00
13	2445.22	2429.24	99.35	0.07
14	2495.65	2495.65	100.00	0.00
15	2498.19	2491.65	99.74	0.03
16	2493.87	2447.38	98.14	0.19
17	1939.04	1857.94	95.82	0.43
18	1897.95	1398.24	73.67	3.01
19	2041.30	981.27	48.07	7.06
20	2347.95	1905.94	81.17	2.06
21	2131.08	1289.64	60.52	4.90
22	2100.01	921.12	43.86	7.91
23	2205.54	1339.82	60.75	4.86
24	2243.07	959.86	42.79	8.14
25	2243.07	1030.32	45.93	7.48
26	2490.56	2473.15	99.30	0.07
27	2428.15	1291.98	53.21	6.11
28	2128.42	1469.07	69.02	3.64
29	1941.50	1778.92	91.63	0.87
30	1489.33	1328.57	89.21	1.14
31	1895.78	1602.55	84.53	1.67
32	2455.73	2455.73	100.00	0.00
33	2426.69	2426.69	100.00	0.00
34	1519.21	1375.75	90.56	0.99
35	2186.04	1853.24	84.78	1.64
36	1882.35	1815.21	96.43	0.36
37	1203.73	1184.50	98.40	0.16
38	1337.28	1207.72	90.31	1.01

En general este periodo se caracterizó por una pérdida de área de selva correspondiente al 17.13 % del área de selva presente en los sitios de muestreo en 1974, esto corresponde a una área de 14 122 ha. De esta manera el aporte de área deforestada durante este periodo equivale al 74 % del área total deforestada durante el periodo tiempo transcurrido entre 1974-91 (*cf.* Tabla 8).

La gran variación en los valores de deforestación se expresa de manera más clara si analizamos los descriptores estadísticos de las mismas (Tabla 8, Fig. 7). En esta descripción estadística podemos ver que las tasas de deforestación, durante este periodo, se distribuyen en un ámbito que va de 0 a 8.14 % / año con un coeficiente de variación de 116.43 % (*cf.* Tabla 8).

Tabla 8. Descriptores estadísticos de las tasas de deforestación para el periodo comprendido entre las décadas de 1970 y 1980

Descriptor	Valor
Media	2.1
Mediana	1.0
Error estándar	0.4
Moda	0.0
C. V.(%)	116.4
Varianza	6.1
Curtosis	0.5
Sesgo	1.3
Mínimo	0.0
Máximo	8.1
N	3

La distribución de los valores de deforestación es asimétrica y presenta un sesgo positivo (Fig. 7). Es decir la representación de las tasas de deforestación cercanas al 1% / año es la más abundante (40 % de los casos). En conjunto las dos clases de deforestación más bajas, después del 0 %, constituyen *ca.* del 60 % de los casos. Aunque la clase de deforestación más alta tiene una representación relativamente baja (*ca.* 7.89 %), los valores correspondientes de tasa de deforestación son considerablemente altos (7.2-8.3 % anual). Esta situación altera la tendencia de la distribución log-normal de la deforestación en este periodo (*cf.* Fig. 8). A grandes rasgos se distinguen tres categorías de deforestación en este periodo: baja, (< 2 % anual), intermedia (4-5 %) y alta (> 7 %).

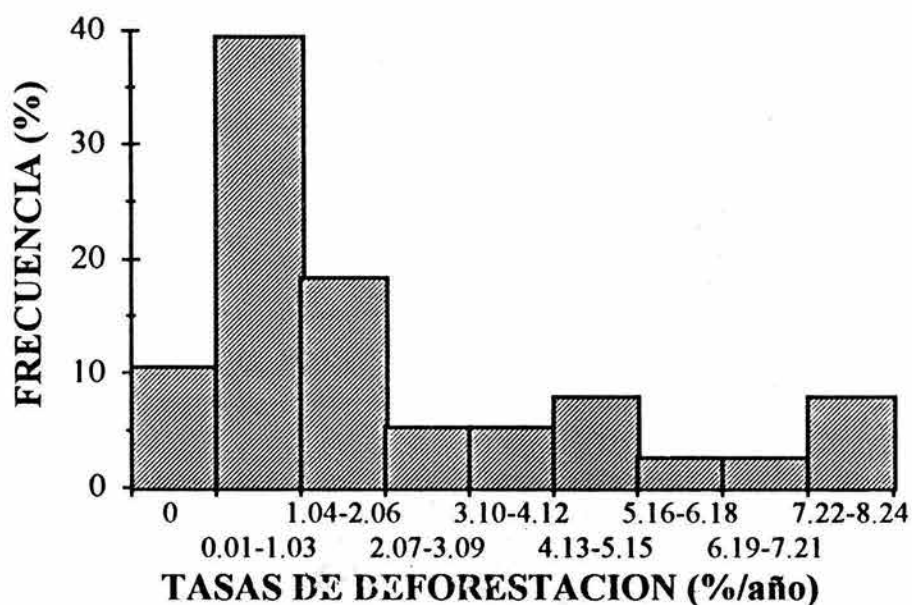


Figura 7. Distribución de frecuencias (%) de las tasas de deforestación (%/año), para el periodo de 1970's-1980's.

En el caso del periodo 1980-90, el ámbito de variación del porcentaje de área de selva perdida fue de 0 - 36.87 % (Tabla 9).

Tabla 9. Área de selva húmeda por sitio de muestreo, calculada a partir de las imágenes de las décadas de 1980 y 1990. Se incluye el porcentaje de área remanente al final del periodo evaluado y la tasa de deforestación respectiva.

Sitio	Área 80's	Área 90's	Área Remanente	Tasa de deforestación
	(ha)	(ha)	(%)	% / año
1	2146.54	2068.87	96.38	0.53
2	1892.28	1834.45	96.94	0.44
3	2190.24	1786.91	81.58	2.87
4	2235.61	2006.82	89.77	1.53
5	1257.53	793.87	63.13	6.36
6	1906.82	1843.16	96.66	0.48
7	2225.95	2220.47	99.75	0.04
8	1893.60	1695.46	89.54	1.57
9	2344.68	2241.62	95.60	0.64
10	2211.50	2206.42	99.77	0.03
11	1710.70	1710.70	100.00	0.00
12	2489.84	2470.97	99.24	0.11
13	2429.24	2364.64	97.34	0.38
14	2495.65	2490.20	99.78	0.03
15	2491.65	2465.89	98.97	0.15
16	2447.38	2406.74	98.34	0.24
17	1857.94	1639.85	88.26	1.77
18	1398.24	1371.03	98.05	0.28
19	981.27	905.43	92.27	1.14
20	1905.94	1696.18	88.99	1.65
21	1289.64	978.80	75.90	3.86
22	921.12	804.58	87.35	1.91
23	1339.82	1153.76	86.11	2.11
24	959.86	878.57	91.53	1.26
25	1030.32	924.12	89.69	1.54
26	2473.15	2472.78	99.99	0.00
27	1291.98	1242.33	96.16	0.78
28	1469.07	1356.12	92.31	1.59
29	1778.92	1688.92	94.94	1.03
30	1328.57	1296.63	97.60	0.49
31	1602.55	1147.84	71.63	6.46
32	2455.73	2455.73	100.00	0.00
33	2426.69	2341.78	96.50	0.71
34	1375.75	909.22	66.09	7.95
35	1853.24	1675.15	90.39	2.00
36	1815.21	1314.05	72.39	6.26
37	1184.50	1112.64	93.93	1.24
38	1207.72	1137.32	94.17	1.19

En general la pérdida de área de selva, en este periodo, consistió en un total acumulado, para los 38 sitios de muestreo, de 5206 ha lo que representa un porcentaje del 7.62 % del área inicial de este periodo. Esta reducción de la cobertura de selva representa el 26 % del total de área perdida durante el lapso de tiempo que evaluó este estudio (cf. Tabla 6).

En este periodo también se presentó una gran variación en las tasas de deforestación entre los sitios de muestreo, obteniéndose valores dentro de un ámbito de 0 y 7.95 % / año, con un coeficiente de variación de 125 % (Tabla 10).

Tabla 10. Descriptores estadísticos de las tasas de deforestación para el periodo comprendido entre las décadas de 1980 y 1990

Descriptor	Valor
Media	1.6
Mediana	1.0
Error estándar	0.3
Moda	0.0
C. V.(%)	125.0
Varianza	4.0
Curtosis	3.2
Sesgo	1.9
Mínimo	0.0
Máximo	7.9
N	3



Si bien la variación de las tasas de deforestación es bastante grande, de nuevo los

valores cercanos al 1% anual son los más frecuentes. De esta forma la distribución de los valores de deforestación presenta de nuevo un sesgo positivo (Fig. 8), con un patrón similar, a grandes rasgos, del periodo 70's - 80's.

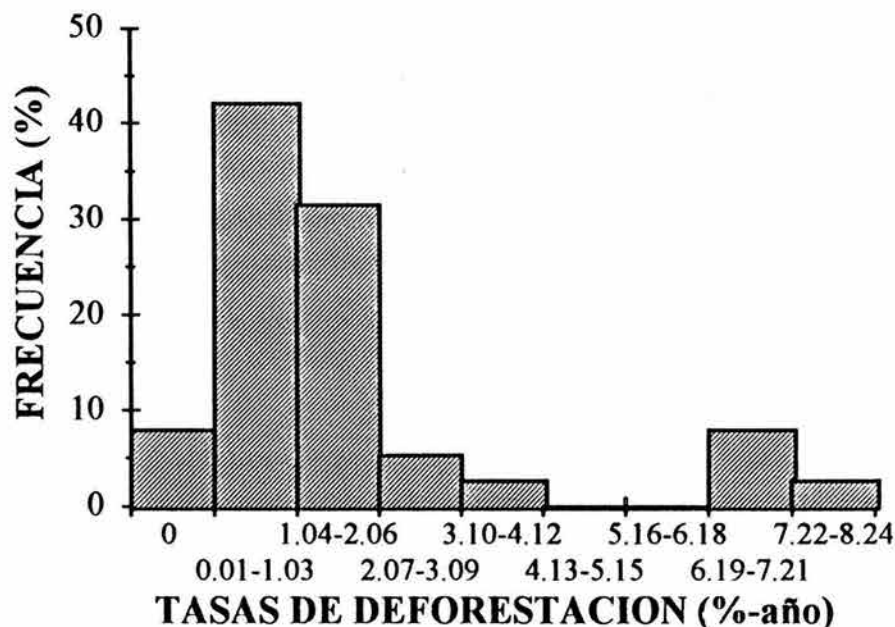


Figura 8. Distribución de frecuencias (%) de las tasas de deforestación (%/año), para el periodo de 1980's-1990's

Diferencias en la tasa de deforestación promedio entre periodos

Aun cuando los histogramas de distribución de frecuencias de la deforestación en ambos periodos muestran una tendencia similar, existen algunos contrastes de interés. Entre estos, destaca, como el más notable, el hecho de que la deforestación intermedia y alta está pobremente representada en el periodo previo. Esto último y la diferencia entre los promedios sugiere en primera instancia diferencias importantes entre los ritmos de deforestación de ambos periodos. Sin embargo al aplicar la prueba de U de Mann-Whitney modificada para números de muestra mayores de 20 (Zar 1984), no se

encontraron diferencias significativas entre los valores de la tasa de deforestación en los dos intervalos de tiempo ($U = 672, P = 0.603461$). Dada la gran variación de las tasas de deforestación (Figs. 7 y 8; Tablas 8 y 10) es fácil entender el hecho de que no se encuentren diferencias entre los valores de deforestación de ambos periodos. Más aún, si realizamos una prueba de la diferencia de las medianas (Zar 1984), entre los dos intervalos de tiempo evaluados, encontramos que la frecuencia de las tasas de deforestación, por encima y por debajo de la gran mediana, es justamente la que se podría esperar si las muestras hubieran sido obtenidas de poblaciones con la misma mediana ($\chi^2_{0.05, 1} = 3.84, P = 0.999$).

Por otra parte es importante señalar las diferencias en la deforestación respecto a la cantidad absoluta de área de selva perdida. De esta manera, si suponemos que cada sitio de muestreo estaba completamente cubierto por selva en un principio, podemos contar con un panorama más amplio del proceso de deforestación de la Lacandona. De esto se desprende un hecho sumamente relevante: la cantidad de selva perdida, desde el siglo pasado, hasta 1974 es inferior a la cantidad de selva perdida en el lapso de 1974 a 1984 (*cf.* Tabla 12). Esto, junto con el hecho de el área de selva perdida en el periodo correspondiente a 1984-1991 es menor, sobre todo si lo vemos en términos del área perdida por año, podría estar indicando que un pulso mayor de deforestación puede haber sucedido en la década de los sesentas y setentas. Por otra parte, en términos generales el área original de selva (en los sitios de muestreo) se ha reducido en aproximadamente un 34 %, es decir una pérdida de alrededor de 31 900 ha en lo que va del siglo, pero con un marcado aceleramiento del ritmo de deforestación durante el último tercio del siglo.

Tabla 12. Estimación de la extensión de selva perdida, considerando el conjunto de sitios de muestreo.

Año	Área estimada de selva (ha)	Área perdida (ha)	Área perdida (%)	Pérdida anual (ha)	Tasa de deforestación (ha / año)
	95 000				
		12 562	13.22		
1974	82 438				
		14 121	17.13	1 412	2.13
1984	68 316				
		5 206	7.62	868	1.60
1991	63 110				

Lejos de poderse considerar como un signo alentador, el hecho de que durante el último periodo que evalúa este estudio el área de selva perdida fue menor, cabe la posibilidad de que lo que estamos observando sea el reflejo de que el área más susceptible a ser deforestada ya experimentó ese proceso, y ahora solo resta, en su mayor parte, los terrenos comprendidos dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules. Por otra parte, también se podría explicar parte del comportamiento que se observa en la figura 8. En esta situación se podría esperar una cantidad importante de sitios con tasas de deforestación relativamente bajas asociados a la porción menos accesible de Montes Azules y a los sitios con alto grado de perturbación previo; y por otro lado se esperaría una cantidad menor de sitios con una tasa de deforestación relativamente alta asociados a la parte más accesible de Montes Azules y a los pocos sitios que, fuera de la reserva, mantienen una porción de área con vegetación nativa. Esta situación se explora con mayor detalle en una sección posterior.

Estimación del área total cubierta por selva en cada fecha evaluada

Las áreas promedio de selva por sitio de muestreo, obtenidas en cada fecha, son las siguientes:

- 1) 1974, 2169 ha
- 2) 1984, 1797 ha
- 3) 1991, 1660 ha

Cuando estos promedios se utilizan para extrapolar los valores totales de selva, considerando las 800 000 ha, y se les calcula un intervalo de confianza del 95 % (\pm dos veces la desviación estándar), se obtienen los siguientes resultados:

- 1) 1974, 694 218 \pm 33 000 ha
- 2) 1984, 575 296 \pm 50 400 ha
- 3) 1991, 531 453 \pm 55 600 ha

Si consideramos los valores de área máximos y mínimos (según el extremo del intervalo de confianza que utilicemos) podemos generar lo que se podría considerar como el valor conservador y el valor extremo de la pérdida de área cubierta por selva para el periodo 1974-1991. Estos valores corresponden a: 74 043 y 251 477 ha respectivamente.

Variación de las tasas de deforestación respecto a la ubicación de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules

Al explorar la variación de los valores de deforestación en relación a su ubicación respecto a los límites de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules (Tablas 13 y 14) se encontró que para los dos intervalos de tiempo evaluados, los valores más altos de deforestación promedio correspondieron a los sitios adyacentes a los límites de la reserva. Por otra parte los valores más bajos, como se podría esperar, correspondieron a los de los sitios ubicados en el interior de la reserva, quedando en lugar intermedio los ubicados fuera de los límites de la reserva. La variación a este respecto resultó estadísticamente significativa en ambos periodos de tiempo ($P < 0.05$), usando un análisis de Kruskal-Wallis. Al utilizar una comparación post-hoc (Zar 1984) para localizar los datos que provocaban que la diferencia entre sitios resultara estadísticamente significativa, se encontró que en ambos periodos las diferencias significativas se deben a que los valores de tasa de deforestación de los sitios dentro de la reserva son significativamente menores a los otros dos. La consistencia de estos resultados en ambos periodos sugiere un patrón robusto; este patrón es el esperado para el caso de los sitios ubicados en el interior de la reserva, pero no es inmediatamente obvia la semejanza entre los valores en el exterior y en los límites de la reserva.

Tabla 13. Estadísticas descriptivas de las tasas de deforestación de los 38 sitios de muestreo agrupados según su posición respecto a la Reserva de Montes Azules. Intervalo 1970-1980 (A), y 1980-1990 (B).

(A)

Estadísticas Descriptivas	Ubicación respecto a la Reserva de Montes Azules 1970-1980		
	Dentro	Sobre el límite	Afuera
Media (%/año)	0.14	3.82	2.79
C. V. (%)	136.34	90.04	82.99
Mínimo (%/año)	0.00	0.65	0.16
Máximo (%/año)	0.56	8.14	7.91
N	11	6	21

Kruskal-Wallis $H = 21.22488$, $P < 0.0001$.

B)

Estadísticas Descriptivas	Ubicación respecto a la Reserva de Montes Azules 1980-1990		
	Dentro	Sobre el límite	Afuera
Media (%/año)	0.36	2.23	2.05
C. V. (%)	142.52	93.07	109.08
Mínimo (%/año)	0.00	1.03	0.00
Máximo (%/año)	1.77	6.45	7.95
N	11	6	21

Kruskal-Wallis $H = 11.38838$, $P = 0.0034$.

Relación entre el número de habitantes y la magnitud de la deforestación

Los resultados de los análisis de regresión en los que se evaluó la relación entre el número de habitantes y la magnitud de la deforestación, para cada uno de los sitios de

muestreo, mostraron que en el caso de las tasas de deforestación del periodo de 1974-1984 y los datos de población humana obtenidos del censo de 1970, el modelo de regresión lineal no explicaba la relación entre las variables de una manera estadísticamente significativa. Este resultado se repitió para el caso del ámbito restringido y el ámbito amplio. Por otra parte, en el caso de las tasa de deforestación del periodo 1984-1991 y los datos de población obtenidos del censo de 1990, la variable independiente si explicó significativamente una porción de la variación en la deforestación. En el caso del ámbito restringido se obtuvo un valor de $R^2 = 0.3322$ ($P = 0.000152$) y para el caso del ámbito amplio se obtuvo un valor de $R^2 = 0.145780$ ($P < 0.018005$) (Fig. 9). Como se puede observar la cantidad de variación explicada por el modelo, en ambos casos, si bien es estadísticamente significativa tiene un valor bajo.

DISCUSIÓN

Ritmo y patrones de deforestación de la Selva Lacandona

Existen tres componentes esenciales que permiten ubicar los resultados del análisis de la deforestación en un contexto general. El primero se refiere a la zona geográfica en la que se incluye el área de estudio (y que es a la que, en sentido estricto, deben de aplicarse los resultados obtenidos); el segundo tiene que ver con la pérdida total de área durante el período que evalúa el estudio, y el último componente es el que describe el ritmo al que se pierde el área de hábitat, y que se puede estimar por medio del cálculo de la tasa de deforestación (Rente 1991, Fearnside 1996).

Comparación de las tasas de deforestación obtenida en este estudio con respecto a otros estudios similares

La cantidad de estudios de caso sobre deforestación, realizados en el país es muy limitada, Masera *et al.* presentan los más completos en su trabajo de 1992 (Tabla 15). En primera instancia resalta el hecho que 3 de los 5 trabajos que se presentan en la Tabla 15 guardan una relación muy estrecha con el área de estudio de este trabajo. Esto parece ser un indicador de la importancia de esta zona.

Tabla 15. Tasas de deforestación de otros sitios de bosque tropical en México. Modificada de Masera *et al.* 1992.

Región	Tipo de hábitat	Fecha	Tasa de deforestación	
			(ha/año)	(%/año)
Los Tuxtlas, Veracruz	Selva húmeda	1976-1986	750	4.3
Selva Lacandona (Río Usumacinta)	Selva húmeda	1980-1988	14 700	4.5
Sureste de México	Selva húmeda	1974-1986	~ 40 000	7.7
Selva Lacandona (Este estudio)	Selva húmeda	1974-1984 1984-1991	118 92 8 769	2.13 1.60
Palenque, Chiapas	Selva húmeda	1973-1981	9 500	12.4
Chamela, Jalisco	Selva Seca	1982	26 700	3.8

Por otra parte, otra rasgo que resalta de la revisión de estos estudios, es que presentan tasas de deforestación substancialmente por arriba de las obtenidas en este trabajo.

Sin embargo las comparaciones, únicamente en términos del porcentaje de área deforestada, no nos dan un panorama completo de la magnitud de deforestación en cada sitio. De esta forma , aunque la tasa de deforestación calculada para la región de Los Tuxtlas (4.3 %/año) es notablemente superior a la obtenida en este estudio para la Lacandona (2.6 %/año); para un lapso de tiempo similar, el área de selva perdida en la Lacandona fue 16 veces mayor.

Para facilitar las comparaciones podemos hacer una reordenamiento de la información contenida en la tabla 15, con la ayuda de una modificación de la fórmula utilizada por Dirzo y

García (1992) para calcular la tasa de deforestación de Los Tuxtlas. De esta manera podemos estimar el área original de selva para cada estudio (Tabla 16).

Tabla 16. Modificación de la tabla 15 para recalculer las áreas iniciales y finales de selva de diferentes sitios de estudio en México, con base en el método de cálculo de Dirzo y García (1992).

Región	Fecha	Área original (ha)	Área final (ha)	Área perdida (ha)	Área perdida (%)
Los Tuxtlas, Ver	1976-1986	21 120	13 620	7 500	35.00
Selva Lacandona (Río Usumacinta)	1980-1988	331 662	214 062	117 600	64.54
Sureste de México	1974-1986	776 909	296 909	480 000	61.78
Selva Lacandona (Este estudio)	1974-1991	692 025	531 453	160 572	23.20
Palenque, Chiapas	1973-1981	116 386	40 386	76 000	65.30

La información de la Tabla 16 nos permite emprender una comparación más detallada de los valores de deforestación obtenidos en los distintos casos de estudio. Para empezar, podemos ver que este estudio se ubica en segundo lugar, en cuanto a la extensión de selva que incluye en la categoría de área original, sólo detrás del estudio de la región sureste de México. Además, si tomamos en cuenta los tres trabajos más estrechamente relacionados con éste, en términos geográficos, encontramos que dos se refieren a áreas de menor extensión que la que se considera en el presente estudio, lo que disminuye su potencial para reflejar el ámbito de variación en los patrones de deforestación que se pueden presentar en la Lacandona. En el otro extremo, el estudio del sureste mexicano, al basar sus resultados en el análisis de un área más extensa es susceptible de

incluir un arreglo más amplio de casos de perturbación de hábitat (en términos de deforestación). Un rasgo más que caracteriza los trabajos presentados en la Tabla 15 es que, en términos generales, abarcan periodos de tiempo más breves que los de este trabajo. Por estas razones se puede considerar que este trabajo constituye la referencia más detallada para la región de la Selva Lacandona.

Al analizar este conjunto de estudios de caso se desprende una primera conclusión: que la evidencia existente indica que en general las selvas húmedas del país estuvieron sometidas a una presión muy intensa durante las décadas de los setentas y ochentas, sobre todo si consideramos que el valor de deforestación promedio para mediados de la década de los ochentas era de aproximadamente 1.29 %/año, para el país en general y de 2.00 %/año para las selvas húmedas en particular (Maser *et al.* 1992). De esta manera, surgen dos consideraciones de interés. Por una parte el hecho de que en comparación con otros sitios con selva húmeda en el país, el ritmo de deforestación de la Selva Lacandona resulta menor (vale la pena subrayar que este comentario se refiere únicamente a las tasas de deforestación, no a la extensión de selva deforestada). Por otra parte la segunda consideración, que complementa la primera, se refiere al hecho de que cuando la comparación del ritmo de deforestación de la Selva Lacandona se hace con respecto a la tasa de deforestación promedio para el país (en la década de los 80's) resulta que la Selva Lacandona presenta un ritmo de deforestación mayor que la de los bosques del país en general. De esta forma se hace evidente que si bien las selvas húmedas del país han experimentado un proceso de deforestación muy intenso, superior al que han experimentado otros tipos de bosque, dicho proceso de deforestación de las selvas húmedas no ha tenido la mismas características a lo largo de

todo el ámbito geográfico de distribución de las mismas.

Existe información independiente que refuerza lo anteriormente mencionado. Dirzo (1992), argumenta a favor de la idea de que la Lacandona es uno de los reductos más importantes de selva húmeda en el país, con un ritmo de deforestación menor al que caracteriza otros sitios, en el país, con este mismo tipo de hábitat. En el trabajo mencionado se consideraron tres sitios representativos dentro del gradiente geográfico de distribución de la selva húmeda en México. Estos sitios son: la Huasteca, al noreste de la distribución de la selva húmeda; Los Tuxtlas, como punto intermedio, y la Selva Lacandona, al sur del ámbito de distribución de este hábitat, en el país. A estos sitios el autor les asignaba las siguientes tasas de deforestación : 7-10, 4.2 y ~ 1.2-2.2 %/año (para periodos de tiempo semejantes).

Los resultados del presente estudio concuerdan con esta visión de un gradiente latitudinal de perturbación de las selvas húmedas del país, más aún, contribuye con nuevos argumentos sobre la variación espacial, en distintas escalas geográficas, de la pérdida de hábitat. En última instancia, esta información apoya la necesidad de emplear un espectro más amplio en las prácticas de conservación (e incluso restauración) ecológica, necesarias para enfrentar la degradación contemporánea de los hábitats naturales.

Por último, es importante tener en cuenta que si la tasa de deforestación promedio del periodo 1984-1991 se mantuviera constante, se podría esperar una reducción del 50% de la cobertura forestal en los próximos 43 años. Sin embargo, si la tasa de deforestación promedio aumentara (p. ej. si alcanzara el valor máximo observado en el periodo 1984-1991, es decir 7.95 %/año) la reducción al 50 % se podría alcanzar en tan sólo 8 años.

Factores asociados al patrón de deforestación de la Selva Lacandona

Un punto que es de gran relevancia, dentro de este estudio es la consideración los elementos que pueden estar influyendo en el patrón de deforestación de la Selva Lacandona. Al respecto destaca el hecho de que los resultados de este trabajo indican que hay una clara disminución en la tasa promedio de deforestación, conforme pasamos de los sitios de muestreo ubicados fuera a los que se ubican dentro de la Reserva de Montes Azules, no diferenciándose los valores de deforestación promedio de los sitios de muestreo ubicados sobre los límites de la reserva y los ubicados en el exterior de la reserva. Esto nos señala que, si bien para fines prácticos la Reserva de Montes Azules ha carecido de un plan de manejo, desde sus decreto en 1978, si parece haber tenido cierta influencia en disminuir el efecto de la perturbación antropogénica en las últimas décadas, sobre la porción más interna del núcleo de vegetación contenido en la reserva. Esta aparente disminución del impacto de la deforestación puede estar relacionada con la existencia de un decreto oficial de la Reserva de Montes Azules, el cual pudo desalentar la extensión de redes de caminos primarios, el establecimiento de más núcleos de población grandes así como la implementación de actividades agropecuarias extensivas en su zona más interna, sobre todo si consideramos que muchas de estas actividades son controladas por el gobierno. Sin embargo, desde el momento en que se definieron lo límites de la reserva, quedaron incluidos varios poblados dentro, además de que se permitió un solapamiento con los terrenos que habían sido cedidos con anterioridad a la comunidad lacandona. Esto, sumado a la carencia de un programa de supervisión del estado de conservación de la reserva ha provocado que los límites reales de la

reserva experimenten una contracción conforme aumenta el área de actividad de las poblaciones aledañas e internas de la reserva. De esta manera resulta evidente que las funciones para la que fue creada la Reserva de la Biosfera de Montes Azules distan mucho de haberse cumplido así mismo, de no implementarse un plan de manejo adecuado, las aproximadamente 300 000 ha de vegetación que existen en buen estado de conservación dentro de la reserva, tienen una alta probabilidad de ser fuertemente alteradas en un futuro cercano.

Otro aspecto que parece influir en los patrones de deforestación observados es la antigüedad e intensidad del proceso de colonización, de esta manera la región de Las Cañadas (ubicada hacia el costado oeste de la reserva y caracterizada por ser una de las regiones a donde primero llegaron los colonizadores y en mayor cantidad, véase Fig. 6) muestra una importante disminución relativa de su cobertura forestal (Toledo *et al.* 1991). Esto se hace evidente en el hecho de que para mediados de la década de los setentas, los sitios de muestreo ubicados en la región de Las Cañadas presentaban, en promedio, una área de selva menor por sitio de muestreo (2006.44 ha), que los sitios ubicados en la Reserva de Montes Azules (2408.13 ha); siendo esta diferencia significativa estadísticamente ($U= 21, P = 0.000456$).

Un elemento más, si bien no se evaluó con detalle, es que de los 7 sitios asociados a caminos importantes (sitios: 5, 10, 11, 27, 30, 31, 38; véase Fig. 6) seis presentan tasa de deforestación (en por lo menos uno de los dos periodos evaluados) por encima del valor de la tasa de deforestación mediana para su respectivo periodo. Además cuatro de los sitios mencionados, presentan tasas de deforestación por encima de 3.35 % / año en al menos uno de los dos periodos, existiendo tres sitios con tasas de deforestación mayores al 6 %/año. Esta evidencia, si bien no es

concluyente, brindando apoyo a la idea de que los sitios más próximos a los caminos son de los más afectados en el proceso de deforestación.

Mención aparte merece el hecho de que la relación entre el número de habitantes y la magnitud de la deforestación resulta estadísticamente significativa sólo para la década de los 90's. Esto puede ser en parte el reflejo de que en el periodo anterior (década de los 70's) la densidad de población era bastante menor. De cualquier modo, en este estudio no se hace evidente una relación muy estrecha entre el número de habitantes y la tasa de deforestación en los sitios de muestreo. Este hallazgo contrasta con el hecho de que existen trabajos en los que se sugiere una relación positiva, y sumamente estrecha, entre el número de pobladores y la magnitud de deforestación. Este tipo de suposiciones ha motivado el uso generalizado de información demográfica de poblaciones humanas para hacer predicciones de la magnitud de la deforestación, sin embargo los resultados de este trabajo sugieren que ese tipo de suposiciones puede conducir a conclusiones erróneas (WRI 1992, IGBP 1996). Otra consideración que surge de la interpretación de este análisis es que la deforestación es un proceso complejo en el cual intervienen diversos factores causales.

Por último es importante mencionar que los terrenos deforestados han sido convertidos en su mayor parte a terrenos agrícolas y pastizales para ganado, siendo la actividad forestal el tercer vector, en importancia, de la deforestación en la zona, ya que es menos generalizado y fue desalentado (por lo menos en su modalidad de explotación a gran escala) a finales de la década de los 90' por la imposición de vedas forestales (Lazcano-Barrero *et. al* 1992). A este respecto la dinámica de cambio de las categorías de cobertura del suelo (pastizales, campos agrícolas,

vegetación secundaria, etc.) es un rasgo muy importante del proceso de deforestación y que no ha sido del todo explorado. Un enfoque que promete ser de gran utilidad, para contar con un panorama más completo de los escenarios potenciales derivados de la persistencia de las tendencias actuales de uso de suelo, es el propuesto por Fernside (1992), el cual se base en el uso de matrices de Markov.

Consecuencias Globales de la Deforestación: Pérdida de Biodiversidad y Extinción de Especies

Se ha argumentado que el impacto negativo más importante derivado de la destrucción de las selvas tropicales, es la reducción de la biodiversidad provocada por el aumento en la tasa de extinción de especies, debido a su magnitud sin precedentes y a su carácter irreversible (Wilson 1989). Desafortunadamente en la actualidad no existe un cuerpo teórico y analítico completamente aceptado que permita predecir el número preciso de extinciones de especies que podríamos esperar de una determinada reducción de hábitat. Esta situación se ha abordado, tradicionalmente, a través del uso de las listas de especies extintas o en peligro de extinción generadas por la IUCN (Red Data Books) u otros organismos internacionales. Sin embargo dado su carácter cualitativo, general y esporádico resultan de poca ayuda para evaluaciones específicas de los procesos de extinción en una localidad. Otro enfoque analítico se ha derivado de una corriente importante de investigaciones que se han aproximado a esta cuestión tomando como base la relación especies-área (Wilson 1992, Reid 1992, Simberloff 1992), la cual es considerada por algunos autores como una de las generalizaciones empíricas más consistentes en el campo de la ecología (Lomolino 1989, Connor y Mc Coy 1979). El enfoque comúnmente empleado en este tipo de trabajos parte del supuesto de que la relación especies-área puede ser explicada mediante los postulados de la Teoría de Equilibrio de la Biogeografía de Islas, desarrollada por MacArthur y Wilson (1967), la cual permite predecir cuál será el número de especies esperadas para una comunidad en equilibrio, en función del área habitable disponible. La expresión matemática de esta relación es:

$$S = cA^z \quad (4)$$

Donde S es el número de especies, A es el área de hábitat, c es una constante y z es el exponente que define que tan rápido se incrementa S con respecto a A; ambos dependen del tipo de hábitat y taxón considerados. De la ecuación (3) se puede pasar a una expresión que nos permite calcular el número de especies que se perderían por una determinada reducción de área, que es la siguiente (Simberloff 1992):

$$S_1 = S_0 (A_1/A_0)^z \quad (5)$$

Donde S_1 es el número de especies que se obtiene después una reducción de hábitat, S_0 es el número original de especies, A_1 es el área remanente de hábitat, A_0 es el área original y z es la constante arriba mencionada. De esta forma, se puede estimar la pérdida en el número de especies, correspondiente a una reducción en el área de por ejemplo, 25, 50, 75 ó 90 %. Utilizando una modificación del modelo de decaimiento exponencial empleado por Dirzo y García (1992) se puede obtener el número de años que deben transcurrir para que se den las reducciones de área seleccionadas. La modificación a dicha fórmula exponencial se expresa de la siguiente forma:

$$t = [\log Ar / (\log (1 - TD))] \quad (6)$$

En la que t es igual al tiempo en años para llegar a una determinada reducción de área; A_r es al área remanente, expresada como el cociente entre el área final y el área original y TD es el valor de la tasa de deforestación (ha/año), con valores entre 0 y 1. De esta manera solo resta, para evaluar el pulso de pérdida de especies por reducción de área, el seleccionar un grupo taxonómico y un valor de la constante z .

Para el desarrollo de este ejercicio a partir de los datos estimados de deforestación del presente estudio, en específico, se puede utilizar el valor de la tasa de deforestación promedio para el período de los años 1980's-1990's; el número estimado de especies de plantas vasculares para la región (Martínez *et al.* 1994), que es de 4314, y los valores de z de 0.15 y 0.35. Esto último nos permite salvar la dificultad de definir un valor específico de z (Reid 1992), además de que una buena parte de los valores de z , obtenidos en diversos trabajos, caen dentro del ámbito definido por estos valores extremos (Connor y McCoy 1979, Begon 1990). Así, he generado una serie de simulaciones que producen los escenarios de la Figura 11. Como se puede apreciar, bajo el supuesto de que la tasa de deforestación promedio no se alterará de manera significativa en el futuro, en el año 2135 el 90% del área original (considerando como año base 1991) de selva húmeda de la región habrá desaparecido, provocando una pérdida de entre el 29.2 % y el 55.3 % del total de especies de plantas, dependiendo del valor de z (0.15 y 0.35 respectivamente en este caso) utilizado (Tabla 17).

Tabla 17. Número estimado de especies de plantas remanentes, pérdida de especies (%) y año. El número de especies inicial es de 4314 y la tasa de deforestación, utilizada para esta simulación, es el valor promedio obtenido en este estudio de 1.59 %/año.

AÑO	ÁREA REMANENTE DE SELVA (%)	NUMERO DE ESPECIES REMANENTES		PERDIDA ESTIMADA DE ESPECIES (%)	
		$z = 0.15$	$z = 0.35$	$z = 0.15$	$z = 0.35$
1991	100	4314	4314	0.00	0.00
2009	75	4127	3896	4.22	9.59
2034	50	3883	3381	9.58	21.54
2077	25	3500	2652	21.54	38.46
2135	10	3050	1925	29.22	55.33

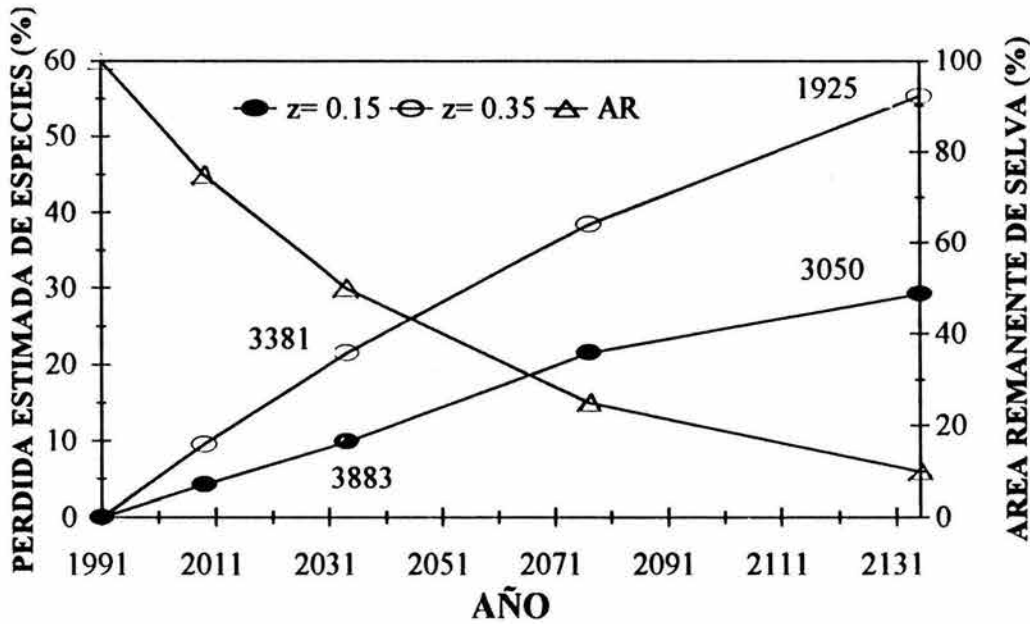


Fig. 11. Patrón temporal de pérdida de selva y de especies de plantas. Una curva (Δ) corresponde a la pérdida de selva (AR) y las dos restantes a la pérdida de especies de plantas, utilizando dos valores de la constante z , 0.15 (O) y 0.35 (\bullet).

Si bajo estos mismos razonamientos utilizamos, además del valor promedio, los valores máximo y mínimo (descontando el cero) de la tasa de deforestación obtenidos en este estudio, se generan los escenarios de la Figura 12.

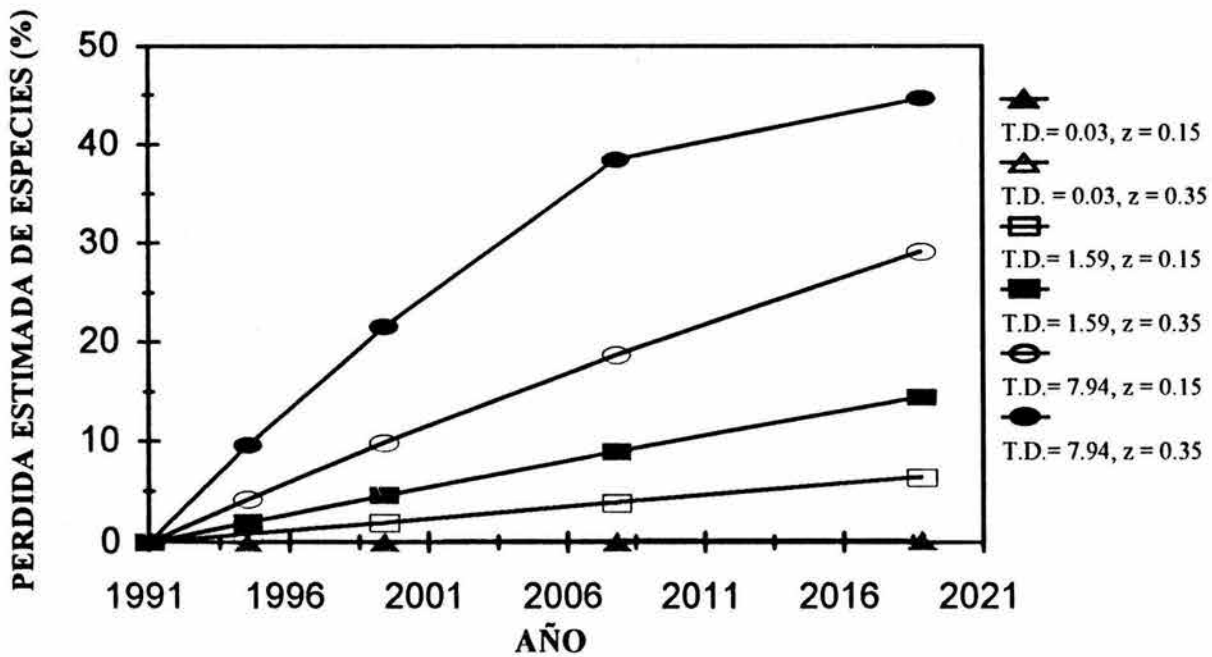


Fig. 12. Patrones de pérdida de especies de plantas para diferentes combinaciones de tasa de deforestación (mínimo, promedio y máximo) y dos valores extremos de la constante z.

El valor de la tasa de deforestación seleccionado determina diferencias notables en la estimación resultante de las especies de plantas extintas (Tabla 18). Tal es el caso, que el valor final que se obtiene del modelo al utilizar la tasa de deforestación mínima o la máxima, con un valor fijo de z de 0.35, varía de 0.30 a 44.67 % de pérdida de especies respectivamente (cf. Tabla 18). Este resultado es de implicaciones importantes respecto a las estrategias para la conservación de la zona, ya que señala que desviaciones ligeras en los valores de la tasa de deforestación pueden tener consecuencias marcadas en las perspectivas de sobrevivencia de las especies presentes en el hábitat.

Tabla 18. Pérdida estimada de especies de plantas (%) en función del uso del valor de tasa de deforestación mínima (0.15), promedio (1.59) y máximo (7.94), con dos valores de z.

AÑO	T.D.= 0.03		T.D.= 1.59		T.D.= 7.94	
	z = 0.15	z = 0.35	z = 0.15	z = 0.35	z = 0.15	z = 0.35
1994	0.02	0.05	0.83	1.92	4.22	9.58
1999	0.05	0.09	1.99	4.59	9.87	21.58
2008	0.07	0.18	3.94	8.98	18.77	38.45
2019	0.14	0.30	6.47	14.46	29.19	44.67

Si consideramos las estimaciones de la magnitud de las extinciones derivadas del uso de la tasa de deforestación promedio como las más factibles, nos quedamos entonces con un escenario que evidencia un nivel probable de pérdida de especies (6.47-14.46 %), que es varios órdenes de magnitud mayor al de las extinciones conocidas como de referencia o normales (*cf.* Dirzo 1995); sin embargo vale la pena aclarar que las estimaciones de la magnitud de las extinciones normales o de referencia se basa en el uso de fósiles marinos, lo que restringe la comparación.

Vale la pena destacar en este momento los supuestos que maneja este modelo, así como los rasgos que pueden afectar su capacidad predictiva.

En primer lugar este modelo supone que la deforestación elimina, en función del área reducida, las especies originalmente presentes; esto puede causar una sobrestimación del verdadero impacto de la deforestación, ya que algunas especies podrían sobrevivir en fragmentos remanentes de vegetación, los cuales, junto con algunos técnicas de manejo agroforestal, pueden a su vez favorecer el potencial de regeneración natural de la vegetación y amortiguar los efectos de la deforestación (*cf.* Lugo *et al.* 1993).

En segundo lugar el modelo da por hecho que las tasas de extinción no son afectadas por la fragmentación de hábitat, lo cual obviamente resulta irreal, ya que muchas de las especies presentes en los parches pueden ser eliminadas si su número se reduce por debajo del tamaño

mínimo viable, además de que se ha observado que los cambios drásticos en las condiciones y extensión del área de hábitat disponible pueden afectar una serie de factores (tasas de depredación, competencia interespecífica, disponibilidad de recursos, mosaicos de tipos de hábitat disponible, temperatura, humedad, fuerza del viento, etc.) que en combinación pueden resultar en el empobrecimiento de la biodiversidad (Karr 1982, Lovejoy *et al.* 1986, Saunders *et al.* 1991). Además es importante considerar, aunque muy difícil de estimar, los problemas derivados de los efectos en cadena provocados por la desaparición de las llamadas especies clave o por la defaunación (Terborgh 1986, Dirzo y Miranda 1990, Redford 1992, Primack 1993). Es por estas razones que se creó que al no incluir los efectos provocados por la fragmentación de hábitat generalmente se subestima la cantidad estimada de especies en riesgo de extinción (Simberloff 1992, Burkey 1996).

Un tercer aspecto está relacionado con la suposición de que la pérdida de hábitat afecta de manera aleatoria sitios con distintos niveles de riqueza de especies. De esta manera, si más sitios con una elevada riqueza de especies son deforestados se estaría subestimando la cantidad de especies extintas; por otro lado si los sitios de gran riqueza específica no son favorecidos en su protección se estaría sobrestimando el impacto de la deforestación (Reid 1992). Un estudio que confirma la factibilidad de que suceda una inusual pérdida de especies, debido a la deforestación de un sitio con un nivel de endemismo local muy alto, se presenta en el trabajo de Dodson y Gentry (1991). En este trabajo los autores documentan la pérdida de un segmento de bosque tropical, no mayor a 20 km², localizado en una cordillera del oeste de Ecuador. Esta porción de vegetación presentaba una flora dramáticamente contrastante con la de los alrededores, lo que se

reflejaba en el hecho de que albergaba un endemismo del 10 % (90 especies de plantas), gran parte de la cuales se extinguieron en un sólo pulso de deforestación.

Resta sólo agregar algunos puntos más, cuya consideración es de importancia, como el hecho de reconocer la relevancia de incorporar al modelo un estimador del aislamiento al que son sometidos los organismos en virtud de la deforestación; lo que permitiría robustecer las estimaciones derivadas del modelo (Lomolino 1989) ya que el número de especies que se estima que se pueden extinguir es más realista si se considera como un proceso a largo plazo (necesario para que se alcance el equilibrio) y a nivel local (Simberloff 1992).

Tomando en cuenta la serie de consideraciones descritas, y las referencias en relación a la capacidad predictiva de este tipo de modelos (Connor y McCoy 1979, Lomolino 1989), podemos considerar que si bien puede resultar poco prudente tomar al pie de la letra los valores derivados del uso de estos modelos, sí resulta de gran valor analizar los patrones que generan los mismos. Parte de la relevancia de la predicciones derivadas de estos modelos reside en el hecho de que se obtienen de manera sistemática y se basan en una serie de supuestos que pueden ser sometidos a prueba de manera empírica (lo que no puede hacerse con la información de los listados de especies extintas o amenazadas). Un papel muy importante dentro de la verificación y mejoramiento de los modelos de extinción lo desempeñan los listados locales de especies (florísticos, faunísticos, etc.), ya que es la información básica, que de hacerse repetidamente, permitiría poner a prueba la capacidad predictiva de esto modelos.

En particular, la identificación de las variables de mayor importancia , permite plantear estrategias de conservación que asignen un mayor peso a los atributos íntimamente relacionados

con esas variables, lo cual es una situación donde se cuenta con recursos y tiempo limitados resulta clave. Un ejemplo de esto lo brinda el ejercicio desarrollado en este trabajo, que permite identificar los profundos efectos que puede tener el desplazamiento de los valores de las tasas de deforestación en el número final de especies perdidas.

Sin embargo, por encima de todo, la evidencia de un claro incremento en la intensidad de amenaza de este hábitat y toda su inmensa biodiversidad asociada es muy clara y aún los resultados obtenidos por medio de estimaciones conservadoras, derivadas de este modelo, arrojan resultados poco alentadores. Esto señala claramente la urgencia de implementar estrategias que permitan disminuir el ritmo de deforestación de las selvas tropicales como la Lacandona y amortiguar su impacto en el período de tiempo más breve posible.

Deforestación, y Servicios Ambientales

El incremento paulatino en el número de evidencias que sustentan la hipótesis de un calentamiento progresivo de la capa inferior de la atmósfera, así como el cúmulo de consecuencias que podría desencadenar este proceso, han terminado por situar este tema como uno de los mayores retos para la humanidad, en cuanto a su estudio y manejo (Ehrlich y Ehrlich 1991). Si bien existe una serie de dificultades para establecer una relación causa efecto, cada vez existe un consenso mayor sobre la estrecha relación entre el incremento de los denominados “gases de efecto invernadero” y el aumento de temperatura, mencionado anteriormente (Gates 1993).

Entre los gases de efecto invernadero destaca el CO_2 , al que se atribuye alrededor del 60 % del efecto que estos gases ejercen sobre la temperatura, debido a su gran tasa de incremento neto (Gates 1993), lo que ha provocado que su concentración atmosférica aumente, de aproximadamente 280 ppm alrededor del año de 1750, a 345 ppm en 1984 (Detwiler y Hall 1988).

Las principales fuentes de emisiones de carbono son antropogénicas, siendo las más importantes el consumo de combustible fósil, la deforestación de los bosques y la producción de cementos (Houghton y Woodwell 1989, Gates 1993). En este sentido, el consumo de combustibles fósiles constituye la mayor fuente de emisión de carbono, aportando 5.6×10^9 toneladas \times año⁻¹, mientras que la destrucción de los bosques genera una cantidad de carbono de entre .4 y 2.5×10^9 toneladas \times año⁻¹, correspondiendo a los bosque tropicales la mayor parte (Detwiler y Hall 1988). Desgraciadamente estas cifras distan de ser lo precisas que debieran, de manera que impiden reducir el intervalo de incertidumbre asociado a las cifras de emisión y

secuestro de carbono, así como generar mayor información sobre la importancia relativa de cada uno de los elementos que interactúan en este proceso. Dos son los componentes, que en términos generales, impiden llegar a estimaciones más precisas de las cifras de emisiones de carbono a la atmósfera debido a la deforestación (Detwiler y Hall 1988):

a) El amplio ámbito de variación en las estimaciones de la magnitud de la deforestación de los bosques tropicales

b) La incertidumbre asociada a los cálculos de biomasa de los bosques

Más aun, si nos remitimos al caso específico de nuestro país con el estudio de Masera *et.al* (1992), en el que se estiman la emisiones de carbono generadas a partir de la deforestación y los incendios forestales, se evidencia de manera más clara la importancia de contar con cifras precisas de las tasas de deforestación. En este estudio se evaluó de manera cuantitativa, por medio de un análisis de sensibilidad, el efecto que tiene la incertidumbre de los parámetros clave que utiliza el modelo CO-PATH en el cálculo final de la emisiones de carbono a la atmósfera. El resultado del análisis de sensibilidad mostró que el parámetro que ejerce mayor influencia, casi de una forma lineal, sobre el resultado final que se obtiene del uso de este modelo, es la variación en la magnitud de las tasas de deforestación (Fig. 13). Por ejemplo una modificación de + / - 20 % en la deforestación estimada, generaría valores de emisiones estimadas de CO₂, de 42.7 a 64.2 Mton C * año⁻¹.

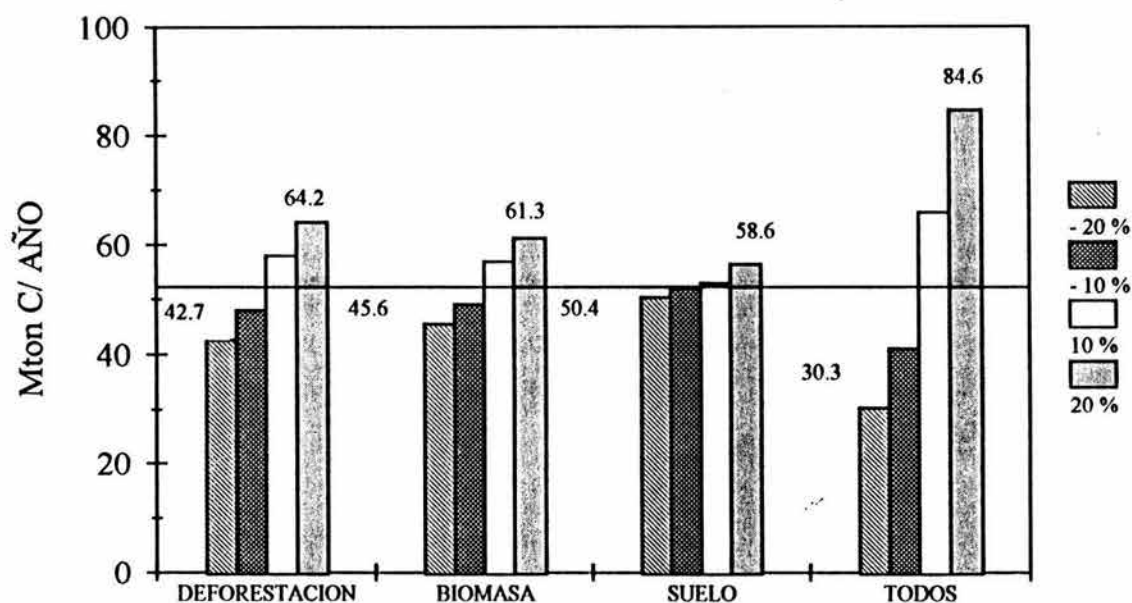


Fig. 13. Resultados del análisis de sensibilidad realizado para detectar las variable más importantes en el modelo CO-PATH para el cálculo de las emisiones de carbono. Como se puede apreciar la variable cuyo cambio tiene mayor efecto sobre el resultado fina es la deforestación

Este conjunto de evidencias apunta de nuevo hacia la importancia de contar con estimaciones precisas de la magnitud de la deforestación de los bosques tropicales, no solo por su importancia intrínseca sino también por el papel clave que desempeñan en modelos que evalúan otro procesos importantes.

Por otra parte, si bien en la actualidad la deforestación es la segunda fuente de contribución de carbono atmosférico, después de los combustibles fósiles, su potencial es sumamente grande, ya que se estima que los bosques son una reserva de carbono que anualmente intercambia una cantidad de CO₂ con la atmósfera, mayor en un orden de magnitud de la que es producida por actividades antropogénicas (Dickinson 1989). Por esta razón, si continúan las tendencias actuales de destrucción de los bosques tropicales, de forma que su área sea reducida a un mínima parte de

la actual, la cantidad de carbono que se incorporaría a la atmósfera en los próximos 50 ó 100 años equivaldría a todo el carbono emitido en el mundo, por consumo de combustibles fósiles, desde el comienzo de la revolución industrial (Houghton 1990).

De forma inversa, si las actuales tasas de deforestación se redujeran y se emprendiera un programa de reforestación extensiva, se podría reducir de manera significativa la contribución, actual y potencial, de carbono derivada de la conversión de los bosques tropicales a otros tipos de uso del suelo (Houghton 1990, Dickinson 1989). Por último, es importante mencionar, en este contexto, otros tipo de secuelas que pueden derivarse de la deforestación y que implican un efecto sobre el clima, si bien, principalmente a nivel regional. Tal es el caso de la probable disminución en la evapotranspiración y precipitación, así como el incremento de la temperatura superficial resultado de la conversión de grandes extensiones de selva de la cuenca del río Amazonas en pastizales (Shukla *et al.* 1990, Lean y Warrilow 1989). Si bien estos resultados se generan por medio de procesos de simulación, la evidencia que surge de la utilización de versiones cada vez más refinadas de este tipo de modelos señala de manera insistente la posibilidad de modificaciones en el clima local o regional que pueden tener un efecto negativo sobre las propias probabilidades de regeneración de las selvas alteradas (Shukla *et al.* 1990).

Deforestación de la Selva Lacandona:

Perspectiva Histórica

El presente estudio abarca un período de 17 años, que dividido en dos intervalos, muestra de manera consistente tasas de deforestación relativamente bajas. En la sección previa, se abordaron los aspectos relativos a la variación espacial asociada a este patrón de deforestación, queda sin embargo profundizar en los antecedentes históricos de la deforestación de la Lacandona a fin de generar un panorama más completo de este proceso.

Con este objetivo en mente, se puede echar mano de la escasa información que al respecto existe.

Según el estudio de Calleros y Bauer (citado en Vásquez-Sánchez *et. al* 1992), la extensión de la selva en la Lacandona, que a finales del siglo pasado era de aproximadamente 1 245 000, ha se había reducido a principios de la década de los 80's a tan solo 715 822 ha. Esto implica, según cálculos basados en la información del mismo trabajo, una tasa de deforestación de: 0.11 % / año para el periodo 1875-1969; 7.83 %/año para el periodo comprendido entre 1969-1975 y 2.77 % / año para el periodo correspondiente a 1975-1982.

De esta información, destaca en primera instancia, el hecho de que la tasa de deforestación para el periodo 1975-1982 es semejante a la que este estudio estimó para el periodo 1974-1984, aún cuando el trabajo de Calleros y Bauer (1984) incluye la región de Marqués de Comillas. Según esto podríamos pensar que por lo menos para el periodo de 1974-1984 el ritmo de deforestación de la zona de Marques de Comillas no fue notablemente distinto el del resto de la Selva

Lacandona. Por otra parte el trabajo mencionado proporciona evidencia que apoya lo que sugieren los resultados de este trabajo en cuanto a una disminución en la intensidad de la deforestación en la Selva Lacandona, en relación a un punto máximo de deforestación en la zona que parece situarse entre la segunda mitad de la década de los 60's y los dos primeros tercios de la década de la década de los 70's.

En general este conjunto de información permite suponer que en los últimos 100 años, la cubierta forestal en la Selva Lacandona se ha reducido hasta alcanzar una extensión menor al 50 % de la originalmente ocupaba y que este proceso se ha caracterizado por experimentar un elevado aceleramiento a partir de la segunda mitad del presente siglo. Es importante no perder de vista el hecho de que, si bien existe en general una aparente reducción en la velocidad de la deforestación y en la proporción de selva perdida en fechas recientes, existen varios sitios en los cuales la deforestación mantiene tasas muy elevadas. A esto se le suma el hecho de que parte importante de los sitios con tasa de deforestación elevada se encuentran asociados a los bordes de la Reserva de Montes Azules. Por otra parte, y retomando los resultados de la evaluación entre la cantidad de habitantes y la magnitud de las tasas de deforestación, al parecer hasta este momento el tamaño de las poblaciones humanas en la región no ha ejercido un impacto directamente proporcional sobre la reducción de la cobertura forestal, sin embargo cabe la posibilidad de que a medida de crezca la cantidad de habitantes en la región, se vuelva más importante su efecto sobre el entorno, como al parecer lo sugieren los resultados de este trabajo. Aun así, tal parece que los resultados de este estudio se pueden enmarcar dentro de una corriente reciente de investigaciones que proponen que el número de pobladores de una región (ya sea en términos absolutos o relativos) es tan solo una

variable más dentro del complejo sistema que determina la magnitud de perturbación no natural de un ecosistema (Fearnside 1996, Skole *et al.* 1994, Rudel y Roper 1996).

Al parecer, la mayor proporción de la deforestación de la Lacandona se ha debido a factores tales como las políticas caóticas de inmigración, colonización y reparto de la tierra; la influencia externa sobre la dinámica y objetivos del uso de suelo y en menor medida la explotación forestal practicada de una manera preponderantemente destructiva y no planificada (De Vos 1992, Dichtl 1987), parte de esto se refleja en el hecho de que a nivel del país, Chiapas se situó como el segundo estado con mayor número de cabezas de ganado bovino y el tercero respecto al área destinada a la agricultura en el periodo 1970-1990 (Banco Mundial 1995). Existen además, una serie de factores que se asocian a la reducción de la extensión de selvas y bosques (Sader y Joyce 1988, Green y Sussman 1990, Harrison 1991, Fearnside 1996) tales como las características económicas de la región, la construcción de caminos o la cercanía a asentamientos humanos grandes, que podrían desempeñar un papel de consideración en la dinámica futura de conservación de la Lacandona.

Esta serie de consideraciones termina por conformar un escenario futuro para la región sumamente complejo, y con altas posibilidades de experimentar una transformación extrema del paisaje natural, tanto en términos de extensión como de magnitud. Sin embargo, y a diferencia del periodo de tiempo transcurrido, en el cual se perdió la mitad de la extensión de selvas y bosques en la región, ahora se cuenta con información suficiente sobre las tendencias y patrones de deforestación, así como de los elementos asociados a su causas, por lo que resulta fortuito el

implementar estrategias de conservación que permitan evitar que en el futuro la Selva Lacandona adquiriera las características de sus contrapartes más nortteñas

Por otra parte si se considera el número total de habitantes en la zona (de aproximadamente 800 000 ha) se encuentra que el número total de habitantes pasa de 17 487 a 49 003-53 590 (en este caso el número de habitantes se expresa como un intervalo debido a que hay casos en los que existen poblados con el mismo nombre para los cuales es imposible saber con certeza el número de habitantes que les corresponde). Al estimar la tasa de crecimiento poblacional en el periodo de 1970 a 1990 (mediante la misma fórmula utilizada por INEGI) se encuentra que varía en un ámbito entre 5.29 y 5.67 %/año, lo cual es mayor que la tasa de crecimiento poblacional, durante el mismo periodo, para el estado de Chiapas (3.6%/año) y para todo el país (2.6%/año). La expectativa de que este rápido crecimiento de la población se mantenga en un futuro cercano, puede sustentarse en el hecho de que más del 50% de la población en 1990 era menor de 15 años.. De esta manera, y bajo la evidencia del importante incremento poblacional que experimenta la zona Lacandona, no es difícil que en el futuro se llegue a una situación en la que el entorno natural sea más susceptible a ser alterado por la presión antropogénica. Esto adquiere mayor importancia si se considera dentro del contexto de los modelos que intentan predecir los probables efectos, derivados del cambio climático global, sobre los patrones de distribución de los mayores tipos de cobertura del suelo en el mundo. En este tipo de estudios se ha encontrado que al parecer los posibles cambios climáticos futuros, tendrán un impacto ligero sobre las selvas húmedas, lo que deja a las perturbaciones antropogénicas directas (deforestación, fragmentación, etc.) como las principales fuerzas directrices de la pérdida de selvas (NCEAS 1996).

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON, A.B. 1990. Deforestation in Amazonia: Dynamics, Causes and Alternatives. En: Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest (Ed. A.B. ANDERSON). Columbia University Press, New York.
- BANCO MUNDIAL. 1995. Mexico resource conservation and forest sector review. Natural Resources and Rural Operations Division Country Department II, Latin American and the Caribbean Regional Office.
- BARRERA, A., GÓMEZ-POMPA, A. y VASQUEZ-YANEZ, C. 1977. El Manejo de las Selvas por los Mayas: sus Implicaciones Silvícolas y Agrícolas. **BIOTICA**, 2 (2): 47-61.
- BEGON, M., HARPER, J. L. y TOWNSEND, C. R. 1990. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications Boston, Oxford, London, Edinburgh y Melbourne.
- BURKEY, T. V. 1996. Extinction Rates in Archipelagos: Implications for Populations in Fragmented Habitats. **Conservation Biology**, 9 (3): 572-541.
- CANCINO, C. J., CONSEJO, D. J., DÍAZ, S., R., FLAMENCO, S., A., HERNÁNDEZ, O. V. H., JARAMILLO, M. F., JARAMILLO, M. O., LARA, T. S., MAURICIO, L. J. M., MAZA, J. DE LA, MAZA, J. DE LA, R., MUENCH, N. P., MUÑIZ, S. A. M. Y PÉREZ GIL, S. R. 1990. Propuesta de plan de Manejo Para la Reserva Integral de la Biosfera de Montes Azules. Selva Lacandona, Chiapas, México. Gobierno de Estado, Coordinación de Programas Especiales, Equipo Técnico Planificador. Chiapas, México.

- CONNOR, E. F. and McCOY, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. **American Naturalist**, 113: 791-833.
- CHUVIECO, E. 1990. Fundamentos de Teledetección Espacial. Ediciones Ralp, Madrid. España.
- DE LA MAZA, J. y DE LA MAZA, R.. 1991. El "Monte Alto", esbozo de una región. En: Lacandonia, El último refugio. Sierra Madre-UNAM. pp. 21-35.
- DENSLOW, J. 1988. The tropical rain forest-setting. People of the tropical rain forests (Eds. J. S. DENSLOW y C. PADOCH). University of California Press, Berkeley y los Los Angeles, California
- DETWILER, R. P. y HALL, C. A. S. 1988. Tropical Forests and the Global Carbon Cycle. **Science**, 239: 42-47.
- DE VOS, J. 1992. Una selva herida de muerte, historia reciente de la Selva Lacandona. Reserva de la Biósfera de Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Conservación. (Eds. M. A. VASQUEZ-SÁNCHEZ y M. A. RAMOS). Publ. Esp. Ecosfera. pp.267- 286.
- DIRZO, R. 1991. La vegetación, exuberancia milenaria. En: Lacandonia, El último refugio. Sierra Madre-UNAM. pp. 52-74.
- DIRZO, R. 1992. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México. En: México ante los retos de la biodiversidad (Eds. J. SARUKHÁN y R. DIRZO). CONABIO, pp. 283-290.
- DIRZO, R. 1995. Extinciones Biológicas. En: Investigaciones en Ecología y Evolución (Eds. J. NUÑEZ-FARFÁN y J. C. ZAMORA). Facultad de Ciencias, UNAM. En prensa.
- DIRZO, R. y GARCÍA, M.C. 1992. Rates of Deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical Area in the Southeast Mexico. **Conservation Biology**, 6.(1): 84-90.

- DIRZO, R. y MIRANDA. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity: a sequel to John Terborgh.. **Conservation Biology**, 4: 444-447
- DIRZO, R. y MIRANDA, A. 1991. El Límite boreal de la Selva Tropical húmeda en el continente americano. Contracción de la vegetación y solución de una controversia. **Interciencia**, 16 (5): 240-245.
- DICHTL, S. 1988. Cae una estrella, Desarrollo y destrucción de la Selva Lacandona, Ediciones SEP, México, D.F. 118 pp.
- DICKINSON, R. E. 1989. Predicting climate effects. **Nature**, 342 (23): 343-344.
- DODSON, C. H. y GENTRY, A. H. 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, 78: 273-295.
- EASTMAN, J. R. 1993. IDRISI version 4.1, updated manual. Clark University, Graduate School of Geography, Worcester Massachussets.
- EHRlich, P. R. y EHRlich, A.H. 1991. Healing the Planet. Center for Conservation Biology, Stanford, USA.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1993. North American Landscape Characterization (NALC). Environmental Monitoring Systems Laboratory. Las Vegas, USA.
- ERWIN, T. L. 1991. How Many Species Are There?: Revisited. **Conservation Biology**, 5 (3): 330-333.
- ESCALANTE, P. P., NAVARRO, S. A. Y TOWNSEND P. A. 1993. A Geographic, Ecological and Historical Analysis of Land bird diversity in Mexico. Diversity of Mexico, Origins and Distribution. (Eds. T. P. RAMAMOORTHY, R. BYE, A. LOT y J.F.A). pp. 281-307.

- ESPINOZA-PÉREZ, H., FUENTES-MATA, P., GASPAR-DILLANES, M. T. Y ARENAS, V.
 1993. Notes of Mexican Ichthyofauna. Biological. Diversity of Mexico, Origins and
 Distribution. (Eds. T. P. RAMAMOORTHY, R. BYE, A. LOT y J.FA). pp. 229-251
- FEARNSIDE, P. M. 1989. Deforestation in Brazilian Amazonian: The Rates and Causes of Forest
 Destruction. **The Ecologist**, 19 (6): 216-218.
- FEARNSIDE, P. M. 1992. Greenhouse gas emissions from deforestation in the Brazilian
 Amazon. En: Carbon emissions and sequestration in forests: case studies from seven
 developing countries. (Eds. W. MAKUNDY y J. SHATAYE). Volúmen 2. Environmental
 Protection Agency, Washington D. C. USA-Energy División Lawrence Berkeley
 Laboratory. Berkeley, C A. USA.
- FEARNSIDE, P. M. 1996. Deforestation in Brazilian Amazonia: The Effect of the Population and
 Land Tenure. **Ambio**, 22 (8): 537-545.
- FLORES-VILLELA, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and Endemism. Biological
 Diversity of Mexico, Origins and Distribution. (Eds. T. P. RAMAMOORTHY, R. BYE,
 A. LOT y J.FA). pp. 253-280.
- GARCÍA-GIL, J.C. y LUGO, J. H. 1992. Las formas del relieve y los tipos de vegetación en la
 Selva Lacandona. Reserva de la Biósfera de Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación
 para su Conservación. (Eds. M. A. VASQUEZ-SÁNCHEZ y M. A. RAMOS). Publ. Esp. Ecosfera.
 pp. 39-49.
- GATES, D. M. 1993. Climate change and its biological consequences. Sinauer Associates,
 Sunderland, Massachusetts.

- GENTRY. 1986. Endemism in tropical forest versus temperate plant communities. *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity*. (Ed. M. SOULÉ). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. pp. 153-181.
- GILRUTH, P.T. y HUTCHINSON, C.F. 1990. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 56 (10): 1375-1382.
- GÓMEZ-POMPA, A., DIRZO, R. 1995. Atlas de las Areas Naturales Protegidas de México. Comisión Para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad e Instituto Nacional de Ecología.
- GREEN, M. G. y SUSSMAN, R. W. 1990. Deforestation History of the Eastern Rain Forest of Madagascar from Satellite Images. *Science*, 248: 212- 215.
- HARRISON, S. 1991. Population Growth, Land Use and Deforestation in Costa Rica, 1950-1984. **INTERCIENCIA**,. 16 (2): 83-93.
- HADLEY, M. y LANLY, J. P. 1983. Tropical forest ecosystems: identifying differences, see similarities. *Nature and Resources*, 19 (1): 2-19.
- HOUGHTON, R. A. 1990. The future role of tropical forests in affecting the carbon dioxide concentration of the atmosphere. *Ambio*, 19 (4): 204-209.
- HOUGHTON, R. A. y WOODWELL, G.M. 1989. Global Climatic Change. **Scientific American**, 260 (4): 36-44.
- IGBP-DIS. 1996. High resolution satellite data pilot project. Toulouse, Francia.
- INEGI. 1971. Chiapas, Resultados Definitivos, Datos por Localidad (Integración Territorial). Tomo I, XI Censo General de Población y Vivienda 1970. Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática..

INEGI. 1991. Chiapas, Resultados Definitivos, Datos por Localidad (Integración Territorial). Tomo I, XI Censo General de Población y Vivienda 1990. Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática.

INEGI. 1992. Estados Unidos Mexicanos, Perfil Sociodemográfico. XI Censo General de Población y Vivienda, 1990. Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática..

KARR, J. R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *American Naturalist*, 1982. 119: 220-239.

LAZCANO-BARRERO, M.A., MARCH, I.J. Y VAZQUÉZ-SÁNCHEZ, M.A. 1992. Importancia y situación actual de la selva Lacandona: perspectivas para su conservación. Reserva de la Biósfera de Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Conservación. (Eds. M. A. VASQUEZ-SÁNCHEZ y M. A. RAMOS). Publ. Esp. Ecosfera. pp. 393-437.

LEAN, J. y WARRILOW, D. A. 1989. Simulation of the Regional Climatic Impact of Amazon Deforestation. *Nature*, 342 (23): 411-413.

LIRA, J. 1987. La percepción remota: nuestros ojos desde el espacio. SEP. México. 150 pp.

LLORENTE-BOUSQUETS, J. y LUIS-MARTINEZ, A. Conservation-Oriented Analysis of Mexican Butterflies: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea). Biological Diversity of Mexico, Origins and Distribution. (Eds. T. P. RAMAMOORTHY, R. BYE, A. LOT y J.F.A). pp. 147-177.

LOMOLINO, M.V. 1989. Interpretations and comparisons of constants in the species-area relationship: an additional caution. *American Naturalist*, 1989. 133: 277-280.

- LOVEJOY, T. E., R. O. BIERREGARD JR., A. B. RYLANDS, J. R. MALCOM, C. E.
 QUINTELA, L. H. HARPER, K. S. BROWN J. R., A. H. POWELL, G. V. N. POWELL, H. O. R.
 SHUBART y M. B. HAYS. 1986. Edge and others effects of isolation on amazon forest
 fragments. *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity*. (Ed. M. Soulé). Sinauer
 Associates, Sunderland, Massachusetts. pp. 275-278.
- LUGO, A.E., J.A. PARROTA y BROWN S. 1993. Loss in Species Caused by Tropical
 Deforestation and Their Recovery Through Management. *Ambio*, 22(2-3): 106-109.
- MARTÍNEZ, E., RAMOS, C.H. y CHIANG, F. (1994). Lista florística de la Lacandona,
 Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica*, (54): 99-177.
- MASERA, O., ORDÓÑEZ, M. J. y DIRZO. R. (1992). Carbon emissions and sequestration in
 forest: case studies from seven developing countries. Vol. 4: Carbon emissions from
 deforestation in Mexico: current situation and long term scenarios. USA Environmental
 Protection Agency, Washington. Lawrence Berkeley Laboratory Publications LBL 32665.
 (En revisión como artículo en climate change).
- MAY, R. M. 1988. How Many Species Are There on Earth?. *Science*, 241: 1441-1449.
- MEAVE, J. 1990. Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de
 Bonampak. Serie Arqueología, Instituto Nacional de Antropología e Historia.
- MEDELLÍN, R. A. 1991. La fauna: diversidad de los vertebrados. Lacandonia, El último refugio.
 Sierra Madre-UNAM. pp.75-109.
- MELILLO, J.M., PALM, C. A., HOUGHTON, R. A., WODWELL, G. M. Y MYERS, N. 1985.
 A Comparison of Two Recen Estimates of Disturbance in Tropical Forests.
Environmental Conservation, 12 (1): 37-40.

- MONASTERSKY, R. 1993. *Science News*, 144: 26-27.
- MYERS, N. 1993. Tropical Forests: The Main Deforestation Fronts. *Environmental Conservation*, 20 (1): 9-16.
- NCEAS. 1996. Scenarios of Future Biodiversity Change. Santa Barbara, U S A.
- NASCIMENTO, J.R. 1991. Discutiendo Numeros Do Desmatamento. *INTERCIENCIA*, 16(5): 232-239.
- ORIAN, G. H., DIRZO, R., CUSHMAN, J. H., MEDINA, E. y WRIGHT, S. J. 1995. Tropical Forests. Biodiversity and Ecosystem Functioning En: *Global Biodiversity Assessment* (Eds. R. T. Watson y V. H. Heywood). UNEP. Cambridge University Press. pp. 339-345.
- POPE, K. O., REJMANKOVA, E., SAVAGE, H.M., ARREDONDO-JIMENEZ, J. I.,
- RODRIGUEZ, M. H. y ROBERTS, D. R. 1994. Remote sensing of tropical wetlands for malaria control in Chiapas, México. *Ecological Applications*, 4 (1): 81-90.
- PRIMACK, R. B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachussets, USA.
- RAVEN, P. 1989. Synthesis of the symposium. En: *Tropical Forest: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity* (Eds. L. B. HOLM-NIELSEN, NIELSEN I. C. y H. BALSLEV). Academic Press. London.
- RAVEN, P. 1992. Floristic Diversity of the Planet and its importance for human well-being. En: *México ante los retos de la biodiversidad* (Eds. J. SARUKHÁN y R. DIRZO) CONABIO, pp. 81-89.
- REDFORD, K. H. 1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42 (6): 412-422.

- REID, W.V. 1992. How many species will be there?. En: Tropical Deforestation and Species Extinction, (Eds. T. C. WHITMORE y J. A. SAYER). Chapman & Hall, pp. 55-73.
- RICHARDS, J.A. 1986. Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer-Verlag Berlin Heilderberg. Berlin, Alemania. 281 pp.
- RZEDOWSKI, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa, México.
- SABINS, F. F. 1987. Remote Sensing Principles and Interpretations. W. H. Freeman and Company, New York.
- SADER, S. A. y A. T. JOYCE. 1988. Deforestation Rates and Trends in Costa Rica, 1940 to 1983. **BIOTROPICA**, 20 (1): 11-19.
- SADER, S. A.; T. A. STONE y A. T. JOYCE. 1990. Remote Sensing of Tropical Forest: An Overview of Research and Applications Using Non-Photographic Sensors. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, (56) 10: 1343-1351.
- SADER, S. A.; T. SEVER, J. C. SMOOT y M. RICHARDS. 1994. Forest Changes Estimates for the Northern Petén Region of Guatemala. **Human Ecology**, (22) 3: 317-332.
- SARH. (1994). Inventario Nacional Forestal Periodico México 1994. Subsecretaria Forestal y de Fauna Silvestre, SARH, pp. 109.
- SAYER, J.A. y WHITMORE, T.C. 1991. Tropical Moist Forest: Destruction and Species Extinction. **Biological Conservation**, 55: 199-213.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. y MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, (5) 1: 18-31.
- SHUKLA, J., NOBRE, C. y SELLERS, P. 1990. Amazon Deforestation and Climate Change. **Science**, 247: 1322-1325.

- SIMBERLOFF, D. Do species-area curves predict extinction in fragmented forests?. En: Tropical Deforestation and Species Extinction (Eds. T. C. WHITMORE y J. A. SAYER). Chapman & Hall, pp. 75-89.
- SISK, T.D., LAURNER, A. E., SWITKY, K. R. y EHRlich P. R. 1994. Identifying Extinction Threats. *BioScience*, 44(9): 592-604.
- SKOLE, D. y TUCKER, C. 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1910.
- SKOLE, D. L., CHOMENTOWSKY, W. H., W. A., SALAS y NOBRE, A. D. 1994. *BioScience*, 44 (5): 314-322.
- SOKAL, R. R. Y ROHLF, F. J. 1981. Biometry. W. Freeman and Company, New York.
- TOLEDO, V.M., MARTÍNEZ, E., MEDELLÍN, R., ORTIZ, B., BELLÓN, M. y CARRRILLO, C. 1991. Conservación y Desarrollo Sostenido en la Selva Lacandona: El Caso de Las Cañadas, Chiapas. Reporte para el Centro de Investigación sobre Energía y Desarrollo A.C.
- TERBORGH, J. 1996. Keystone plant resource in the tropical rain forest. En: Conservation biology: the science of scarcity and diversity (Ed. M. Soulé). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, E. pp.330-344.
- VÁSQUEZ-SÁNCHEZ, M. A., MARCH, I.J. y LAZCANO-BARRERO, M. A. 1992. Características socioeconómicas de la Selva Lacandona. Reserva de la Biósfera de Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Conservación. (Eds. M. A. VÁSQUEZ-SÁNCHEZ y M. A. RAMOS). Publ. Esp. Ecosfera. pp. 287-323.
- WILSON, E. 1989. Threats to Biodiversity. *Scientific American*, 261: 108-116.

WILSON, E. 1992. *The Diversity of the Life*. W. W. Norton and Company, New York-London.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. 1992. *Environmental Almanac*. Houghton Mifflin Company, Boston.

WHITMORE, T. C. y SAYER, J. A. 1992. Deforestation and species extinction in tropical moist forest. En: *Tropical Deforestation and Species Extinction* (Eds. T. C. WHITMORE y J. A. SAYER). Chapman & Hall, pp. 1-14.

ZAR, J. H. 1984. *Bioestatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J.

APENDICE 1**Datos del número de pobladores de las comunidades de la Selva Lacandona 1970 y 1990**

Localidad	Población 1970	Localidad	Población 1990
1 Africa	3	1 Agua Azul	556
2 Agua Azul	247	2 Agua Zarca	267
3 Agua Escondida	366	3 Amador Hernández	438
4 Amador Hernández	48	4 Amparo Agua Tinta	490
5 Amparo Aguatinta	256	5 Belisario Domínguez	520
6 Belisario Domínguez	173	6 Benito Juárez Miramar	143
7 Benito Juárez	155	7 Benito Juárez	339
8 Betania	137	8 Betania	294
9 Candelaria Pachán	68	9 Candelaria Pachán	94
10 Cintalapa	352	10 Champa San Agustín	341
11 Cruz del Rosario	168	11 Cintalapa	873
12 Delicias	102	12 Cruz del Rosario	302
13 Diez de Abril	51	13 El Bethel	88
14 El Edén	509	14 El Cacao	68
15 El Limonar	315	15 El Calvario	173
16 El Paraíso	193	16 El Capulín	31
17 El Porvenir	229	17 El Censo	1069
18 El Rosario	111	18 El Edén	1032
19 El Triunfo	224	19 El GUanal	488
20 El Vergel	125	20 El Jardín	391
21 Galeana	144	21 El Limonar	954
22 Guadalupe los Altos	168	22 El Paraíso	409
23 La Culebra	135	23 El Porvenir	269
24 La Estación	146	24 El Rosario	482
25 La Florida	14	25 El Triunfo	364
26 La Laguna	10	26 El Vergel	819
27 La Realidad Trinidad	210	27 El Zapotal	514
28 Lacanjá	107	28 El Zapotal	19
29 Las Maravillas	12	29 Felipe Carrillo P.	221
30 La Tacitas	200	30 Flor de Café	329
31 Las Tazas	524	31 Galeana	197
32 Luis Espinoza	260	32 Gallo Giro La Fortuna	240
33 Monte Libano	538	33 Guadalupe	149
34 Nueva Providencia	132	34 Guadalupe Miramar	395
35 Nueva Virginia	119	35 Guadalupe Tepeyac	340
36 Nuevo Huixtán	200	36 Guadalupe los Altos	340
37 Nuevo San Juan Chamula	254	37 Ibarra	294
38 Ocotál	22	38 Jerusalén	543

39 Ojo de Agua	137	39 La Culebra	301
40 Palestina	178	40 La Estación	286
41 Patihuitz	354	41 La Florida	25
42 Plan de Ayutla	152	42 La Laguna	15
43 Pland de Guadalupe	533	43 La Realidad	318
44 Rosario el Río Blanco	228	44 La Soledad	458
45 Rómulo Calzada	203	45 La Sultana	325
46 San Antonio de los Montes	247	46 La Victoria	343
47 San Agustín	256	47 Lacanjá Chansayab	218
48 San Arturo de los Altos	49	48 Lacanja-Tzeltal	581
49 San Caralampio	259	49 Las Delicias	17
50 San Carlos del Río Trinidad	131	50 Las Tacitas	248
51 San Francisco el Naranja	123	51 Las Tazas	1012
52 San Isidro	206	52 Luis Espinoza	437
53 San Isidro	30	53 Maravilla Tenejapa	541
54 San Marcos	317	54 Miguel Hidalgo y Costilla	353
55 San Marcos	153	55 Monte Cristo	331
56 San Mateo	45	56 Monte Flor	259
57 San Pedro Viejo	13	57 Monte Líbano Ach Lum	392
58 San Pedro Yumultic	204	58 Niños Héroes	211
59 San Quintín	788	59 Nueva Argentina	275
60 San Vicente el Encanto	129	60 Nueva Galilea	219
61 San Ana de las Lagunas	112	61 Nuevo Chetumal	30
62 Santa Elena	347	62 Nuevo Huixtlán	445
63 Santa Elena	587	63 Nuevo Matzán	337
64 Santa Martha	11	64 Nuevo Momón	643
65 Santa Rita	89	65 Nuevo Progreso	91
66 Santa Rita el Invernadero	144	66 Nuevo Providencia	405
67 Santa Rosa el Copán	105	67 Nuevo Sabanilla	328
68 Sival	367	68 Nuevo San Andrés	200
69 Soledad	195	69 Nuevo San Juan Chamula	531
70 Tecoja	65	70 Nuevo Virginia	189
71 Velasco Suárez	178	71 Ocotál	234
72 Vicente Guerrero	374	72 Palestina	68
73 Yaxoquintela	5	73 Patihuitz	281
74 Zapotal	357	74 Perla de Acapulco	832
75 San Vicente	147	75 Pichucalco	242
76 Tziscáo	514	76 Plan de Guadalupe	401
77 Cuahtémoc	339	77 Plan de Ayutla	457
78 Santa Martha	158	78 Plan de Río Azul	244
79 El Rosario	15	79 Plácido Flores	556
80 Badenia	210	80 Ramón F. Balboa	515

81 Río Blanco	411	81 Rosario Río Blanco	380
82 San Antonio Porvenir	165	82 San Agustín	339
83 San Antonio Buenavista	344	83 San Antonio de los Montes	488
84 Ojo de Agua	453	84 Saan Antonio de los Altos	260
85 Ojo Agua (anexo Badenia)	33	85 San Caralampio	377
	17487	86 San Carlos del Río	289
		87 San Francisco el Naranjo	341
		88 San Isidro	499
		89 San Javier	52
		90 San José la Nueva Esperanza	405
		91 San Juan del Pozo	338
		92 San Luis Potosí	386
		93 San Marcos	290
		94 San Marcos	618
		95 San Mateo	27
		96 San Miguel los Altos	93
		97 San Pedro Yutniotic	595
		98 San Quintín	812
		99 San Vicente	199
		100 Santa Ana la Laguna	247
		101 Santa Elena	920
		102 Santa Elena	179
		103 Santa Elena	365
		104 Santa Martha	30
		105 Santa Rita	91
		106 Santa Rita	415
		107 Santa Rita el Invernadero	347
		108 Santa Rosa el Copán	171
		109 Sival	868
		110 Taniperlas	1193
		111 Tierra y Libertad	152
		112 Tres Hermanos	19
		113 Velasco Suárez	5542
		114 Vicente Guerrero	543
		115 Villa las Rosas	188
		116 Yaxoquintela	103
		117 San Vicente	576
		118 Tzisco	898
		119 Cuauhtémoc	540
		120 Santa Martha	331
		121 El Rosario	22
		122 Badenia	338
		123 Río Blanco	983

APENDICE 2

Coordenadas de los 38 sitios de muestreo

Sitio Coordendas UTM

	Xmin	Ymin	Xmax	Ymax
1	663992	1869509	668992	1874509
2	693135	1870968	698135	1875968
3	657744	1868491	662744	1873491
4	665183	1862918	670183	1867918
5	641368	1864715	646368	1869715
6	649526	1857405	654526	1862405
7	667282	1855129	672282	1860129
8	658404	1837331	663404	1842331
9	678439	1850035	683439	1855035
10	693195	1858124	698195	1863124
11	697394	1851832	702394	1856832
12	695174	1841885	700174	1846885
13	690000	1845000	695000	1850000
14	700693	1838589	705693	1843589
15	686374	1834065	691374	1839065
16	694566	1825881	699566	1830881
17	688000	1825881	693000	1830881
18	638669	1845840	643669	1850840
19	643648	1840866	648648	1845866
20	655749	1842391	660749	1847391
21	640828	1834994	645828	1839994
22	645807	1834994	650807	1839994
23	650786	1834994	655786	1839994
24	673267	1833065	678267	1838065
25	676159	1826763	681159	1831763
26	677804	1841887	682804	1846887
27	675667	1789541	680667	1794541
28	679326	1795359	684326	1800359
29	675722	1802702	680722	1807702
30	661853	1807880	666853	1812880
31	676000	1813035	681000	1818035
32	691439	1818632	696439	1823632
33	688119	1824600	693119	1829600
34	666644	1818632	671644	1823632
35	654495	1827869	659495	1832869
36	634013	1828011	639013	1833011
37	632692	1813857	637692	1818857
38	651519	1814701	656519	1819701