

Capítulo 2

Métodos generales

Esta Tesis Doctoral abarca una metodología amplia, desde el tratamiento y análisis de imágenes de satélite hasta la toma y posterior análisis estadístico de datos de campo. En esta memoria se presentan los métodos de análisis y clasificación de las imágenes de satélite, los procedimientos de análisis temporal de los mapas de cobertura forestal para el estudio de los patrones de deforestación y fragmentación, los resultados de los muestreos de campo y la descripción de las técnicas estadísticas utilizadas para el análisis de los datos de diversidad (**Tabla 2.1**). La metodología particular de cada estudio concreto está descrita en los capítulos correspondientes.

El área de estudio

Los Altos de Chiapas es una región montañosa que se ubica en el centro del estado de Chiapas, México (**Figura 2.1**). Desde el punto de vista económico y administrativo, la región está constituida por 18 municipios, que tienen como ciudad rectora a San Cristóbal de Las Casas. Esta última delimitación será la que usamos en este trabajo. La población nativa está constituida principalmente por grupos indígenas de origen maya. Estos pobladores cultivan pequeñas parcelas de tierra, crían animales domésticos y utilizan los bosques para obtener diferentes productos, a la vez que se han integrado en diferentes mercados de trabajo en distintas épocas. Muchas de las comunidades indígenas viven en ejidos y tierras comunales en las que la propiedad de la tierra tiene un carácter social. Este carácter social se refiere a que son tierras que el estado, mediante la reforma agraria, ha dado a grupos de campesinos que tienen el derecho de uso de las mismas sin ser propietarios privados.

Desde un punto de vista socio-económico Chiapas tiene más de la mitad de su población humana en localidades clasificadas como "de marginación alta o muy alta", con escasez de servicios, infraestructuras, ingresos y escolaridad, así como tasas elevadas de mortalidad infantil y desnutrición (fuente: <http://www.conapo.gob.mx>). Este cóctel de aumento demográfico y pobreza ha favorecido las galopantes tasas de deforestación registradas en Los Altos de Chiapas. Pero también han influido factores políticos y económicos. Por ejemplo, desde la Administración Federal se ha favorecido la migración de comunidades enteras de lugares populosos y conflictivos a zonas rurales menos pobladas. Los recién llegados suelen empeorar la situación ambiental, debido a la falta de capital y de familiaridad con su nuevo ambiente. La revuelta zapatista que se originó en la pasada década fue otro exponente de esta situación (González-Espinosa 2005). Los campesinos se levantaron contra el Gobierno para demandar su derecho, entre otros, a cultivar libremente las tierras, hasta el momento explotadas por grandes terratenientes. Después del alto el fuego, autoridades y dirigentes políticos prefirieron desentenderse del problema, lo que desembocó en un vacío de legalidad que ha favorecido el expolio de los recursos forestales.

Varios autores han indicado que esta región sufre, desde hace varias décadas, una importante pérdida de sus bosques. Ochoa-Gaona & González-Espinosa (2000) reportaron una tasa de deforestación anual para la región del 1.6% anual entre los años 1974 y 1984 y del 2.1% anual entre 1984 y 1990. El intenso uso de los recursos forestales también ha conllevado un empobrecimiento de la estructura y composición de especies en los reductos existentes, creándose un mosaico de vegetación secundaria. A pesar de ello, aún es posible observar en la región un paisaje en el que los bosques se entremezclan con áreas cultivadas, pastizales y la mencionada vegetación secundaria.

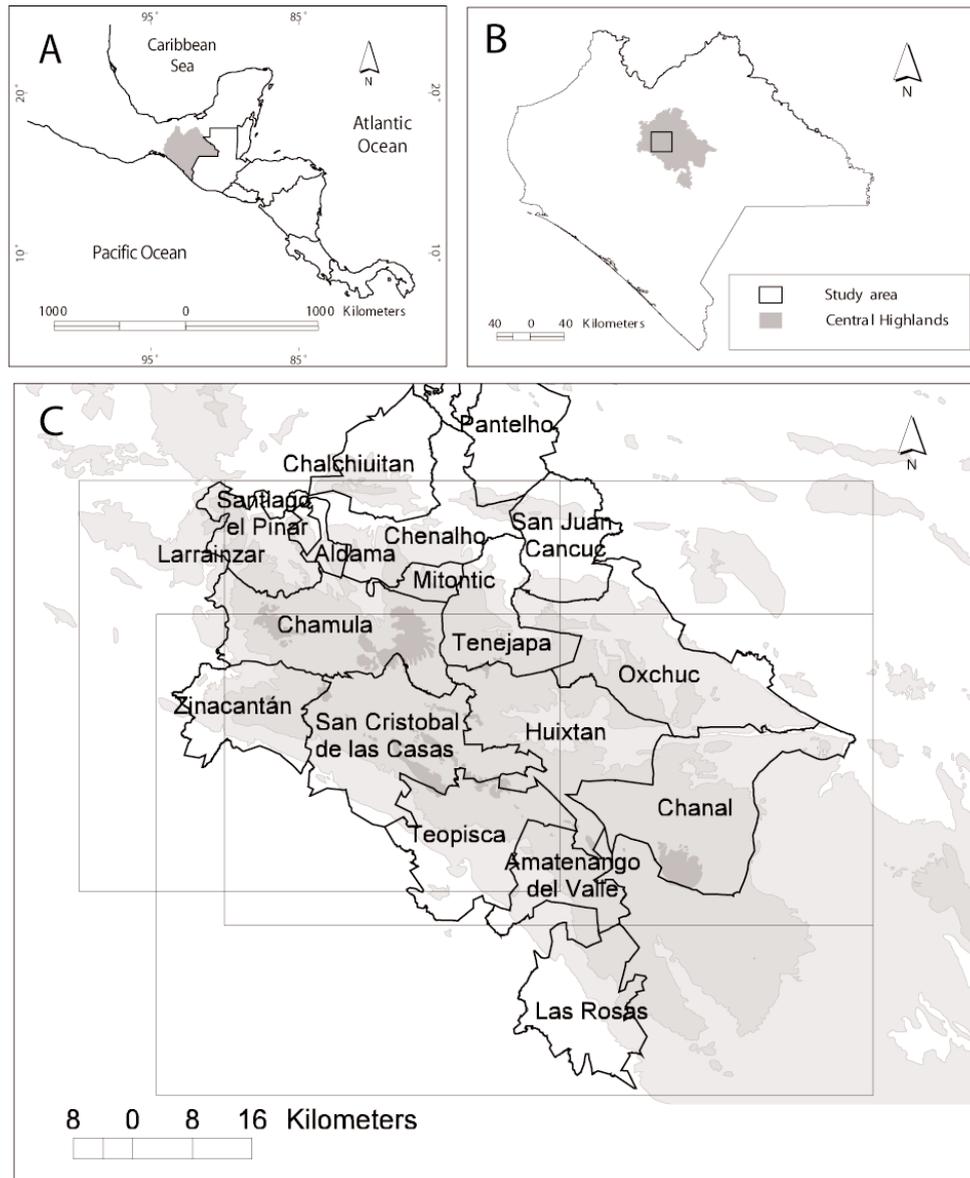


Figura 2.1. (A) El estado de Chiapas, en el norte de Centroamérica y sureste mexicano; (B) Posición geográfica de los Altos de Chiapas y área de estudio dentro del estado de Chiapas; (C) Municipios de los Altos de Chiapas y curvas de nivel. Los cuadrados definen el área cubierta por las imágenes de satélite Landsat.

Tratamiento y clasificación de las imágenes de satélite

Debido a la posición geográfica de los Altos de Chiapas y a la trayectoria de los satélites Landsat, se necesitaron tres imágenes de satélite para cubrir el área de estudio en cada uno de los horizontes temporales estudiados (**Tabla 2.2**). Las imágenes fueron cortadas para cubrir el área necesaria, y se corrigieron geoméricamente a partir del mapa de carreteras digital 1:50,000 (LAIGE 2000) utilizando un polinomio de segundo grado. A continuación, las imágenes fueron corregidas atmosféricamente utilizando un algoritmo basado en

Tabla 2.2. Descripción de las imágenes de satélite Landsat utilizadas en el estudio.

Sensor	Año	Imagen	Fecha de adquisición	Cobertura de nubes
MSS	1975	Path 21 Row 48	15/02/1974	0%
		Path 21 Row 49	15/02/1974	0%
		Path 22 Row 48	05/12/1975	0%
TM	1990	Path 21 Row 48	03/02/1990	20%
		Path 21 Row 49	03/02/1990	10%
		Path 22 Row 48	30/03/1990	10%
ETM+	2000	Path 21 Row 48	03/04/2000	0%
		Path 21 Row 49	19/04/2000	1%
		Path 22 Row 48	25/03/2000	0%

el modelo de reflectividad de Chavez (Chavez 1996). Por último, las imágenes fueron corregidas topográficamente para compensar el efecto de las sombras en las zonas de pendiente. Para ello se utilizó un modelo C (Teillet *et al.* 1982) a partir del modelo digital de elevaciones (MDE) 1:50,000. Como no se tenía el MDE para todo el área de estudio, la parte norte de los municipios de Chalchuitán, Chenalhó y Pantelhó, inicialmente incluidas en el estudio, quedaron excluidas (**Figura 2.1**).

Las distintas coberturas o usos del suelo se definieron a partir de los estudios realizados por Miranda (1952), Breedlove (1981, 1986), González-Espinosa *et al.* (1997) y Ochoa-Gaona & González-Espinosa (2000). Las zonas con cobertura forestal se clasificaron en: (i) bosque nublado o bosque mesófilo de montaña; (ii) bosque de encino; (iii) bosque de pino-encino; y (iv) bosque de pino. También se distinguió una clase de cafetal, aunque ésta no se menciona en el **capítulo 3**, porque no había cafetales en el área piloto en la que se realizó este estudio. Las zonas no forestales se clasificaron en zonas urbanizadas y zonas agrícolas, incluyendo agricultura de regadío, pastizales, barbechos y campos abandonados recientemente.

Las imágenes se clasificaron siguiendo el método de Dempster-Shafer. Este método es una generalización de la teoría bayesiana de probabilidad subjetiva que permite combinar líneas de evidencia procedentes de fuentes distintas para obtener grados de creencia para las diferentes clases descritas (Kontoes *et al.* 1993, Mertikas & Zervakis 2001). En nuestro estudio, el procedimiento de clasificación Dempster-Shafer se implementó combinando las evidencias procedentes de: (i) la información contenida en las bandas espectrales de las imágenes de satélite; y (ii) el conocimiento experto. Después de combinar todas las evidencias a favor de una o varias categorías conjuntamente, se obtuvieron tantos mapas como categorías descritas. Estos mapas mostraban el grado de creencia o la probabilidad de pertenencia de cada píxel a cada una de las categorías. Para obtener un único mapa con la clasificación de las coberturas de suelo, se asignó cada píxel a aquella categoría para la cual la probabilidad de pertenencia era mayor. El procedimiento de clasificación Dempster-Shafer también genera un mapa mostrando el grado de incertidumbre asociado a la clasificación. En el **capítulo 3** se puede encontrar una descripción más detallada de los fundamentos teóricos del procedimiento de clasificación. En el **capítulo 4** se describen los resultados obtenidos en la clasificación de las imágenes Landsat ETM+ de 2000, y en el **capítulo 5** los de la clasificación de las imágenes Landsat MSS de 1975 y TM de 1990.

Análisis de los patrones de deforestación y fragmentación

Las tasas de deforestación para los periodos 1975-1990 y 1990-2000 se calcularon con la fórmula:

$$P = \frac{100}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1}$$

donde P es el porcentaje de pérdida de bosque nativo por año, y A_1 y A_2 son las estimas corregidas de la superficie de bosque en los años t_1 y t_2 respectivamente (Puyravaud 2003). Por su parte, las estimas corregidas de la superficie de bosque nativo se calcularon a partir de la matriz de confusión utilizando la fórmula propuesta por Card (1982). Para el caso de r categorías, calculamos la superficie corregida de la categoría j como:

$$\tilde{N}_c = \sum_{j=1}^r (n_{cj} / n_j) N_j$$

donde \tilde{N}_c es la superficie corregida, n_{cj} es el número de puntos de control para la categoría j que han sido clasificados como categoría c , n_j es el número total de puntos de control para la categoría j , y N_j es la estimación de la superficie para la categoría j calculada a partir del mapa de clasificación. Se calcularon también los intervalos de confianza al 95% para el estimador \tilde{N}_c .

Para analizar los cambios temporales en la configuración espacial de los fragmentos forestales se utilizaron los siguientes índices, seleccionados a partir de la revisión de estudios previos sobre fragmentación forestal (Imbernon & Branthomme 2001, Steininger *et al.* 2001, Staus *et al.* 2002, Armenteras *et al.* 2003, Millington *et al.* 2003, Echeverría *et al.* 2006): (a) área del fragmento (ha); (b) densidad de fragmentos (número de fragmentos/100 ha); (c) el porcentaje de área ocupada por el fragmento más grande; (d) longitud total del borde (km); (e) área núcleo total (ha) considerando una distancia al borde del fragmento de 100 m; (f) índice de proximidad entre fragmentos; (g) el índice de agregación (%); y (h) índice de adyacencia (km). Todos estos índices fueron calculados con FRAGSTATS 3.3 (McGarigal *et al.* 2002) y son explicados en el **capítulo 5**.

Muestreos de campo

La unidad de muestreo para estudiar la diversidad de árboles fue una parcela circular de 1000 m², según el protocolo de Olvera-Vargas *et al.* (1996), que es seguido en algunos inventarios en México. En cada parcela se definieron con cuerdas cuatro ejes perpendiculares entre sí, y se utilizó una quinta cuerda para dividir cada cuadrante en dos cuando la densidad de árboles era muy alta. Se anotó el número de especies y su abundancia para árboles con un diámetro a la altura del pecho superior a 10 cm.

Se realizaron muestreos de campo de enero a junio de 2003 y 2004 (**Tabla 2.1**). Se inventariaron 168 parcelas de 1000 m². Además se utilizaron 36 puntos de muestreo realizados en 1998 siguiendo el mismo protocolo de muestreo (Galindo-Jaimes *et al.* 2002). En total obtuvimos 204 inventarios forestales distribuidos en distintos fragmentos forestales. Como el acceso a los bosques estaba restringido en muchas comunidades y ejidos, la elección de los fragmentos forestales no pudo ser aleatoria ni estratificada. No obstante, los fragmentos forestales quedaron repartidos por todo el área de estudio ofreciendo una descripción valiosa de la diversidad regional. Debido a que la clasificación de las imágenes de satélite se realizó con posterioridad a la obtención de gran parte de las muestras de campo, algunos de los inventarios que aparentemente quedaban dentro de un fragmento resultaron estar fuera. Estos inventarios que quedaban relegados a fragmentos muy pequeños fueron descartados para los análisis descritos en el **capítulo 7**, resultando en un total de 195 inventarios repartidos en 16 fragmentos forestales (**Figura 2.2**).

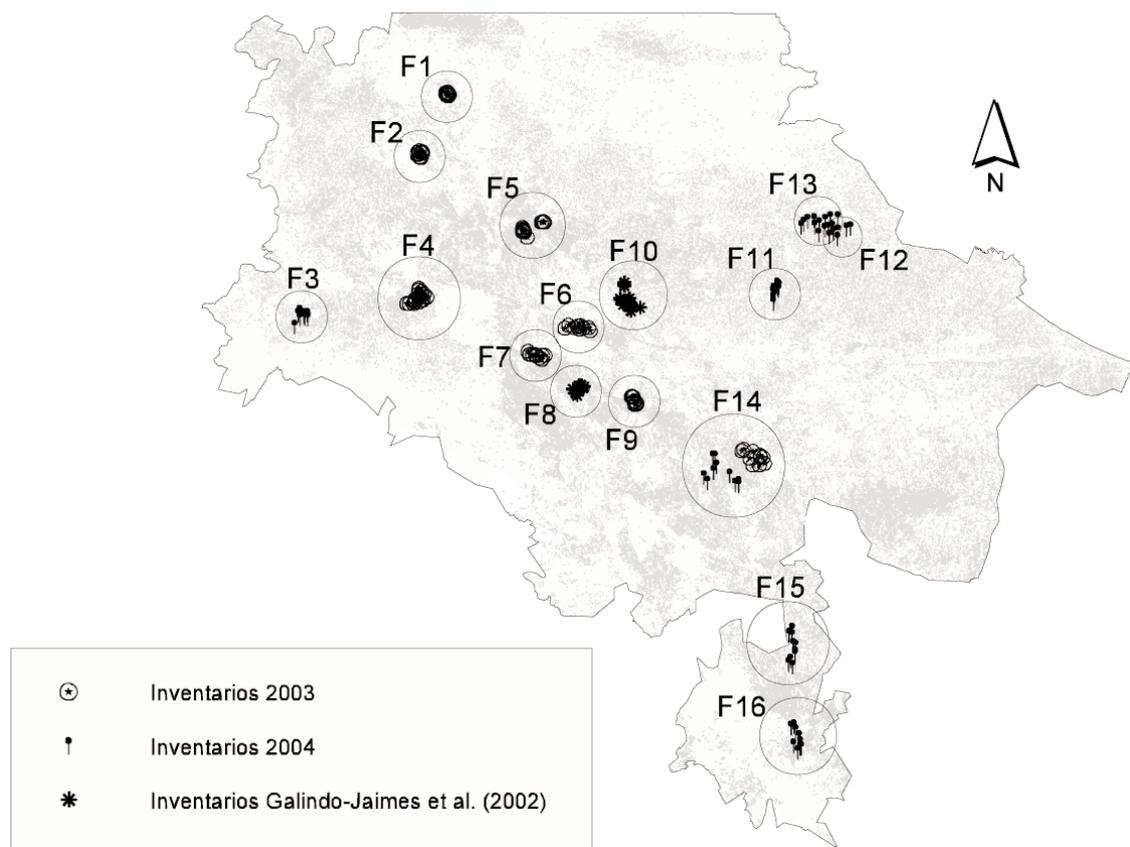


Figura 2.2. Inventarios florísticos realizados en los Altos de Chiapas en distintos fragmentos forestales (ver capítulo 7). En paréntesis se muestra el número de inventarios realizados en cada fragmento. F1 = Caridad del Ejido (10); F2 = Epalchen (10); F3 = Navenchauc (9); F4 = Huitepec (18); F5 = Tzontehuitz (20); F6 = San Antonio (10); F7 = Santiago (10); F8 = Mitzitón (5); F9 = Chillil (15); F10 = Bazóm (26); F11 = Buena Vista (10); F12 = Cholol (10); F13 = Cruzton (6); F14 = Yalcuc (18); F15 = San Juan las Tunas (7); F16 = El Barreño (11).

El número de árboles por parcela de muestreo osciló entre 2 y 28, con un promedio de 13.3 ± 5.2 , y el número de individuos entre 22 y 211, con un promedio de 97.2 ± 36.5 . La base de datos final incluye 230 especies de árboles (capítulo 6). Se calculó para cada parcela la alpha de Fisher. Este estimador de la diversidad estaba muy correlacionado con el número de especies observadas ($r = 0.91$, $p < 0.0001$). Sin embargo, la alpha de Fisher fue preferida al número de especies observadas porque es independiente del tamaño de la muestra (Rosenzweig 1995) y asume una distribución paramétrica de abundancias relativas para la población de la cual se extrae la muestra (Fisher *et al.* 1943).

Análisis estadísticos

Modelo espacial de la diversidad α

Utilizamos modelos lineales generalizados (GLM) para obtener un modelo predictivo de la diversidad local o diversidad α de árboles a partir de una serie de variables explicativas. Aquellas variables explicativas que estuvieran muy correlacionadas entre sí ($|r| > 0.8$) fueron excluidas del modelo. Las variables explicativas seleccionadas fueron: variables climáticas (temperatura mensual promedio y precipitación mensual prome-

dio), un índice de fertilidad y calidad del suelo (González-Espinosa *et al.* 2004), un índice de vegetación (NDVI) obtenido a partir de las bandas 3 y 4 de las imágenes de satélite Landsat ETM+ de 2000, una variable de heterogeneidad ambiental (desviación estándar del NDVI en una ventana de 3x3 píxeles), una variable topográfica (pendiente), cuatro variables relacionadas con la perturbación humana (densidad de carreteras, apertura del dosel arbóreo, densidad de población humana y distancia al borde del fragmento) y dos variables espaciales (latitud y longitud).

Una ventaja de los GLM con respecto a los modelos lineales es que manejan una gran variedad de distribuciones para el término error. Asumimos una distribución gamma para el término error de la diversidad local de árboles y una función de vínculo de tipo logarítmico. Los GLM utilizan la devianza para evaluar la bondad del ajuste del modelo. La devianza explicada del modelo (D^2) se calcula como:

$$D^2 = (\text{Devianza nula} - \text{Devianza residual}) / \text{Devianza nula}$$

Seguimos un procedimiento de construcción del modelo paso a paso. En el primer paso relacionamos la diversidad local con cada una de las variables explicativas seleccionadas. Como las relaciones entre la diversidad y las variables ambientales son muchas veces curvilíneas (Austin 1980), exploramos también los efectos de los términos cuadráticos y cúbicos de las variables explicativas sobre la diversidad local. En cada caso, seleccionamos aquellos términos lineales, cuadráticos o cúbicos de cada variable que redujesen de manera significativa el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike 1973). El AIC representa una medida de optimización del modelo, que tiene en cuenta tanto el ajuste del modelo a los datos como la complejidad del mismo. Se calculó también el porcentaje de devianza explicada para cada modelo.

En un segundo paso del análisis, todos los términos seleccionados de la variable que causaba una mayor reducción de la devianza (variabilidad explicada) fueron introducidos en un nuevo modelo. A continuación se añadieron los términos de la variable que explicaba la segunda mayor reducción de la devianza, y así sucesivamente. Cada vez que una nueva variable era introducida en el modelo se comprobaba la significación de las variables previamente seleccionadas por medio de un procedimiento 'stepwise' hacia atrás, utilizando el AIC como criterio de selección del modelo. El procedimiento se iteró repetidamente hasta que todas las variables fueron introducidas en el modelo. Finalmente, se incluyeron los términos espaciales de latitud y longitud por medio de un polinomio de tercer grado para comprobar si todavía quedaba algo de variabilidad espacial que no había sido explicada por el resto de variables explicativas (Legendre & Legendre 1998).

En cada uno de estos pasos se examinaron los residuos. Cuando alguno de los puntos mostraba simultáneamente valores altos del estadístico de Cook y un apalancamiento alto, el dato correspondiente se eliminaba del análisis para evitar una sobre-influencia en el procedimiento de regresión. También se estudio la autocorrelación espacial por medio de correlogramas espaciales utilizando el índice de autocorrelación de Moran (Diniz-Filho *et al.* 2003).

Por último, el modelo final fue validado por medio de un procedimiento de validación cruzada consistente en:

- (1) dejar un dato fuera de la matriz de datos;
- (2) construir el modelo con el resto de los datos; y
- (3) ver el ajuste del dato que ha quedado excluido de ese modelo.

Este procedimiento se repite n veces y se calcula la media del porcentaje de los errores absolutos de predicción (Davidson & Hinkley 1997).

Modelo espacial de la diversidad β

Para analizar la diversidad β o complementariedad de los tipos de vegetación, calculamos las similitudes en composición florística entre pares de parcelas utilizando la distancia de Sørensen. Estas distancias se correlacionaron por medio de los tests de Mantel con las similitudes existentes en las variables explicativas, calculadas con distancias euclídeas. Las variables usadas fueron las mismas que para el modelo de la diversidad α .

A continuación se utilizó una función que encontraba la combinación de variables explicativas que maximizara la correlación con las similitudes en composición florística para un número determinado de variables (Clarke & Ainsworth 1993). Se probaron un número creciente de combinaciones de variables, hasta diez, con el objetivo de ver qué conjunto de variables explicaba el máximo de variabilidad en la diversidad β .

Priorización de áreas para la conservación

Se llevó a cabo un agrupamiento jerárquico de los inventarios florísticos utilizando la selección de variables que maximizaba la correlación con las similitudes en composición florística. Para ello utilizamos el método de Ward. Basándonos en las distancias resultantes del agrupamiento jerárquico se crearon un número creciente de grupos, de 3 a 10. Para decidir cuántos grupos de vegetación son necesarios para describir de manera representativa la diversidad β utilizamos un análisis de similitud (ANOSIM). ANOSIM opera directamente en la matriz de disimilitud creada a partir de las diferencias florísticas entre grupos y dentro de grupos (Clarke 1993). El estadístico que se genera se denomina R y obtiene valores entre -1 y 1, con valores de 0 indicando un agrupamiento totalmente aleatorio (Oksanen *et al.* 2005).

Finalmente, utilizamos árboles de clasificación y regresión (CART) para modelar la pertenencia a los grupos florísticos -definidos por medio del ANOSIM- a partir de las variables explicativas seleccionadas en pasos anteriores. Así es posible extrapolar la pertenencia a los distintos grupos de vegetación a todo el área de estudio sin necesidad de muestrear de manera exhaustiva toda la región. Una vez definidos estos grupos se generalizó el modelo predictivo de diversidad a a todo el área de estudio y se priorizaron las áreas de mayor diversidad local dentro de cada una de las regiones florísticas.

Efectos de la fragmentación y la perturbación en la diversidad de árboles

Utilizamos técnicas de ordenación para relacionar la variabilidad en la composición de especies con gradientes ambientales y definir grupos de vegetación, de manera similar a cómo se hizo con el agrupamiento jerárquico. El análisis de correspondencias canónicas (CCA) fue utilizado para identificar los principales gradientes ambientales. Utilizamos la técnica de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para analizar el patrón general de dispersión en la composición de especies. Interpretamos la ordenación con respecto a los principales gradientes ambientales definidos en el CCA. El NMDS fue también utilizado para agrupar especies y parcelas con el objetivo de identificar los principales tipos de comunidades.

El análisis de los efectos de la fragmentación y la perturbación local se llevó a cabo a dos escalas. A escala de fragmento investigamos las relaciones entre la diversidad a promedio en cada fragmento (promedio de la α de Fisher) y algunas de las métricas de los fragmentos descritas en el **capítulo 5** (área, área núcleo, ratio perímetro-área, índice de proximidad promedio) por medio de regresiones simples.

A escala de parcela de muestreo utilizamos modelos lineales mixtos que se implementaron dentro de cada uno de los tipos de bosque definidos en los análisis de ordenación previos. Los modelos lineales mixtos inclu-

yen efectos fijos y efectos aleatorios. Estos modelos son apropiados para representar datos agrupados y, por tanto, potencialmente correlacionados (Pinheiro & Bates 2000), como es el caso de las parcelas agrupadas dentro de fragmentos forestales. Los efectos fijos se interpretaron como relaciones dentro del fragmento, que ocurren sobre el conjunto de fragmentos incluidos dentro de cada tipo de bosque. Las covariables que se analizaron en estos modelos fueron: distancia al borde del fragmento, apertura del dosel arbóreo y un índice de degradación calculado a partir de diferencias relativas del NDVI entre las imágenes de 1990 y 2000. Una descripción más detallada de estos modelos puede encontrarse en el **capítulo 7**.

Predicción de la pérdida de especies

Para investigar los efectos potenciales de la perturbación local en la pérdida de diversidad de árboles investigamos curvas de acumulación de especies-individuos (Gotelli & Colwell 2001) para cada uno de los tipos de bosque definidos en los análisis de ordenación. Las curvas de rarefacción fueron usadas para evitar la dependencia serial entre muestras (O'Hara 2005). Una vez construidas estas curvas calculamos el número de especies que se perderían en cada fragmento cuando se redujera el número de individuos a la mitad.

Referencias

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood. Second International Symposium on Information theory. Akademiai kiadó. Budapest.
- Armenteras, D., Gast, F. & Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245-256.
- Austin, M.P. 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio* 42: 11-21.
- Breedlove, D.E. 1981. Flora of Chiapas. Part 1: introduction to the flora of Chiapas. California Academy of Sciences, San Francisco.
- Breedlove, D.E. 1986. Listados florísticos de México IV. Flora de Chiapas. California Academy of Sciences, California.
- Card, D.H. 1982. Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 44: 1033-1043.
- Chavez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62: 1025-1036.
- Clarke, K.R. 1993 Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92: 205-219.
- Davidson, A.C. & Hinkley, D.V. 1997. *Bootstrap Methods and Their Application*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. & Hawkins, B.A. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 12: 53-64.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey Benayas, J.M., Lara, A. & Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, in press.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. & Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58.
- Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. & García-Barrios, L. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* 162: 259-272.

- González-Espinosa, M. 2005. Forest use and conservation implications of the Zapatista rebellion in Chiapas, Mexico. In: Kaimowitz, D. (ed.). *Forests and Conflicts*. ETRN News No. 43-44 (European Tropical Forest Research Network), Wageningen, The Netherlands. pp 74-76.
- González-Espinosa, M., Ochoa-Gaona, S., Ramírez-Marcial, N. & Quintana-Ascencio, P.F. 1997. Contexto vegetacional y florístico de la agricultura. En: Parra-Vázquez, M.R. & Díaz-Hernández, B.M. (eds.) *Los Altos de Chiapas: Agricultura y crisis rural*. El Colegio de la Frontera Sur, Chiapas. pp. 85-117.
- González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N., Huston, M.A. & Golicher, D. 2004. Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography* 27: 741-756.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Imbernon, J. & Branthomme, A. 2001. Characterization of landscape patterns of deforestation in tropical rain forests. *International Journal of Remote Sensing* 22: 1753-1765.
- Kontoes, C., Wilkinson, G.G., Burrill, A., Goffredo, S. & Megier, J. 1993. An experimental system for the integration of GIS data in knowledge-based image analysis for remote sensing of agriculture. *International Journal of Geographical Information Systems* 7(3): 247-262.
- LAIGE. 2000. Mapa de caminos 1:50,000 para los Altos de Chiapas. México: Laboratorio de Análisis de Información Geográfica-ECOSUR, Instituto Mexicano de Transporte, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd edn. Elsevier, Amsterdam.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Mertikas, P. & Zervakis, M.E. 2001. Exemplifying the theory of evidence in remote sensing image classification. *International Journal of Remote Sensing* 22(6): 1081-1095.
- Millington, A.C., Velez-Liendo, X.M. & Bradley, A.V. 2003. Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Photogrammetry & Remote Sensing* 57: 289-299.
- Miranda, F. 1952. *La vegetación de Chiapas*. 1ª Parte. Gobierno del Estado de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 261 p.
- Ochoa-Gaona, S. & González-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20: 17-42.
- O'Hara, R.B. 2005. Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? *Journal of Animal Ecology* 74: 375-386.
- Oksanen, J., Kindt, R. & O'Hara, R.B. 2005. *Vegan: Community Ecology Package version 1*. URL: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/>
- Olvera-Vargas, M., Moreno-Gómez, S. & Figueroa-Rangel, B. 1996. *Sitios permanentes para la investigación silvícola: Manual para su establecimiento*. Universidad de Guadalajara, Guadalajara.
- Pinheiro, J.C. & Bates, D.M. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Statistics and Computing. Springer, New York.
- Puyravaud, J.P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177: 593-596.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Staus, N., Strittholt, J., Dellasala, D. & Robinson, R. 2002. Rate and patterns of forest disturbance in the Klamath-Siskiyou ecoregion, USA, between 1972 and 1992. *Landscape Ecology* 17: 455-470.

- Steininger, M., Tucker, C., Ersts, P., Killeen, T., Villegas, Z. & Hecht, S. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15: 856-866.
- Teillet, P.M., Guindon, B. & Goodeonugh, D.G. 1982. On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 8: 84-106.