



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA
FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
POSGRADO EN GEOGRAFÍA

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
DOCTOR EN GEOGRAFÍA

P R E S E N T A :

LETICIA GÓMEZ MENDOZA

TUTOR DE TESIS:

DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTORAL:

DR. VÍCTOR ORLANDO MAGAÑA RUEDA
CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA, UNAM

DRA. LAURA BLANCA ARRIAGA CABRERA.
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL NOROESTE, B.C.S





Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

A mis hijos Néstor y Damián.

Porque mi amor por ustedes me impulsa siempre a ir adelante.

Al amor de mi vida: Enrique.

La vida no me alcanzará para agradecerte tu apoyo en todo momento, por tu comprensión, tu paciencia, tu compañía y tu amor.

A mis padres: Jovita y Ricardo y a mis hermanos Lulú y Ricardo.

Por estar conmigo siempre y por su ejemplo de unión y cariño.

A la familia Muñoz.

Porque siempre he contado con ustedes.

A Leopoldo Galicia.

Por darme la oportunidad de conocer el camino hacia la investigación y al crecimiento personal. Infinitas Gracias.

*A las comunidades de la Sierra Norte
de Oaxaca.*

Esperando que este trabajo contribuya a la
conservación y uso sustentable de sus sistemas
naturales

Esta investigación fue apoyado por:

- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del Programa de Apoyo a Estudios de Posgrado bajo el expediente 175343.
- La Dirección General de Estudios de Posgrado a través de la beca de apoyo a estudios de doctorado.
- Al Proyecto de investigación de la Dirección General de Apoyo a Proyectos Académicos (DGAPA-PAPIIT, UNAM); clave IN208902-3. Coordinado por el Dr. José Luís Palacio Prieto “Variabilidad espacial y cambio de uso de suelo en la Sierra Norte de Oaxaca y sus efectos en la dinámica de los capitales de carbono”.
- Al Proyecto de investigación de la Dirección General de Apoyo a Proyectos Académicos (DGAPA-PAPIIT, UNAM); clave: IN220106-3. Coordinado por el Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, Instituto de Geografía-UNAM. “Consecuencias del uso del suelo sobre la dinámica del ciclo de carbono en bosques templados de montaña en el Centro de México”.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera sido posible sin la participación de instituciones, académicos, compañeros de trabajo y amigos que dedicaron su valioso tiempo al enriquecimiento de la investigación. Quiero agradecer principalmente al Posgrado en Geografía de la UNAM y a sus dos instancias académicas; el Instituto de Geografía y la Facultad de Filosofía y Letras, por haberme brindado la oportunidad de trabajar en esta tesis. Especialmente, agradezco a los departamentos de Geografía Física y al Laboratorio de Sistemas de Información y Percepción Remota del Instituto de Geografía. También quiero dar las gracias al Centro de Ciencias de la Atmósfera por el apoyo académico recibido para este trabajo.

De manera especial externo mi agradecimiento al Comité Tutorial: a mi asesor el Dr Leopoldo Galicia Sarmiento (Instituto de Geografía, UNAM) por alentarme a iniciar un doctorado y porque gracias a su orientación constante, este proyecto inició y terminó con éxito. Al Dr. Víctor Magaña Rueda (Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM) por su ayuda siempre incondicional en materia de cambio climático y variabilidad climática, su revisión crítica y constante y sobre todo por la confianza que puso en mí. Muchas gracias a la Dra. Laura Arriaga Cabrera (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste) por sus comentarios siempre certeros en materia de ecosistemas que enriquecieron este trabajo.

Quiero agradecer el enriquecimiento del manuscrito original al jurado dictaminador integrado por el Dr. José Luís Palacio (Dirección General del Posgrado, UNAM), Dr. Lorenzo Vázquez Selem (Instituto de Geografía, UNAM), Dr. José Villanueva (CENID-RASPA, INIFAP-Durango) y al Dr. Enrique Martínez Meyer (Instituto de Biología, UNAM) todos sus comentarios mejoraron notablemente la perspectiva de este trabajo.

Agradezco al personal del Laboratorio de Sistema de Información y Percepción del Instituto de Geografía: Gabriela Gómez, René Ramos y Raúl Aguirre por su asesoría en manejo de imágenes de satélite. También a Isabel Ramírez, Ernesto Vega y Donald McKenzie por sus comentarios y ayuda en el capítulo de cambio de uso de suelo. Gracias, también a Matías Méndez y Carolina Neri del Centro de Ciencias de la Atmósfera por el suministro de información de modelado del clima y sobre todo por su amistad. Al personal del Servicio Meteorológico Nacional; Michel Rosengaus, Raúl Larios, Oliva Parada, Miguel Cortéz [†], Javier Espinosa, Adelina Albanil y Ricardo Acosta por su apoyo en materia de información climática.

Al personal y amigos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio): Enrique Muñoz, Olga Laura Herrera, Javier Colín, Norma Moreno, Elizabeth Moreno, Gloria Espinoza y Patricia Koleff, por la información referente a sitios de colecta utilizados en este trabajo.

Al Dr. Rafael del Castillo y la Dra. Remedios Aguilar (CIIDIR-Oaxaca) les agradezco por el suministro de información del Herbario, a Salvador Acosta (Instituto

Politécnico Nacional) gracias por su orientación en materia de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca.

A mis compañeros de trabajo: Maria Luisa Cuevas, Marina Rodríguez, Ricardo López, Laura González, Elizabeth Martínez, José Manuel Canto, Edgar Villeda, Rogelio Corona, Celia Franco, Alma Mendoza, Ana María Gamboa y Hugo Luna, gracias a todos ellos por su amistad y compañía durante toda esta aventura.

A mis compañeros del Observatorio Meteorológico del Colegio de Geografía, UNAM: Francisco Hernández, Manuel Vázquez, Maria de la Paz Medina, Benito Sánchez y a mis alumnos: Carmen Gámez, Mariela Díaz, Carmen Castro y Gabriela Aguirre, les agradezco su apoyo en todo momento.

ÍNDICE

	Págs.
INTRODUCCIÓN	1
Capítulo 1. Assessing onset and length of greening period in six vegetation types in Oaxaca, Mexico, using NDVI-Precipitation relationship	19
Capítulo 2. Efectos de la variabilidad y umbrales climáticos en el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) de largo plazo de la Sierra Norte de Oaxaca	51
1. Introducción	52
2. Métodos	56
2.1 Sitio de estudio	56
2.2 Procesamiento de imágenes	56
2.3 Datos climatológicos, anomalías y ENSO	57
2.4 Análisis espectrales	59
2.5 Análisis de probabilidad condicional 1981 - 2003	60
3. Resultados	63
3.1 Variación inter e intranual del NDVI	63
3.2 Anomalías de precipitación y temperatura	70
3.3 Influencia de ENSO en el NDVI	77
3.4 Retrasos y ciclos del NDVI, precipitación y temperatura	82
3.5 Tolerancia climática de la vegetación	89
4. Discusión	104
4.1 Tolerancias climáticas y tiempos de respuesta.	104
4.2 ENSO, variabilidad climática y NDVI	109
4.3 Tendencias del NDVI y el cambio climático	110
5. Conclusiones	111
6. Referencias	112
Capítulo 3. Análisis de sensibilidad de los grupos funcionales de la Sierra Norte de Oaxaca al cambio climático	117
1. Introducción	118
2. Metodología	123
2.1 Sitio de estudio	123
2.2 Caracterización de géneros y especies dominantes	124
2.3 Determinación de grupos funcionales y gradientes ambientales	125
2.4 Vulnerabilidad de grupos funcionales bajo escenario de cambio climático	127
3. Resultados	128
3.1 Riqueza de especies	128
3.2 Distribución de especies por gradientes ambientales	132
3.3 Vulnerabilidad bajo escenarios de cambio climático	141
4 Discusión	150
4.1 Tolerancias ambientales	150
4.2 Sensibilidad al cambio climático	152
4.3 Limitaciones de los resultados	154
5 Conclusiones	156
6 Referencias	156
Capítulo 4. Projecting land use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico.	165
DISCUSIÓN GENERAL	199

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA
NORTE DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO
CLIMÁTICO

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

En la actualidad no existe duda de que el cambio climático está afectando el funcionamiento y la distribución geográfica de los ecosistemas a escala regional y mundial (Melillo et al. 1993; Chapman y Milne 1998; Puhe y Ulrich 2000; Sala et al. 2001; Parmesan y Yohe 2003). Numerosas investigaciones sugieren que los aumentos de emisiones en los gases de efecto invernadero (i. e. CO₂ y N₂O) han provocado el incremento en la temperatura global y una marcada variación en los patrones espaciales y temporales de la precipitación (IPCC 2001). De continuar dichas variaciones en el clima, se pueden agudizar los efectos en la distribución, diversidad de especies y la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Por lo que, la medición del grado de modificación de los ecosistemas debido a los cambios climáticos actuales y futuros es imperativa, ya que aún no se conoce la capacidad de respuesta de las distintas comunidades vegetales ante los cambios climáticos locales y globales (Malcolm 1998). El aumento en la frecuencia de eventos extremos será una consecuencia del cambio climático que implica una mayor distribución de especies de rápido crecimiento sobre áreas naturales afectadas, reduciendo así la biodiversidad (Locatelli 2006). Otro efecto directo es la migración de especies mediante un corrimiento altitudinal o latitudinal (Pearson 2006). Bajo un rango de calentamiento de 1°C, los bosques boreales se contraerán aproximadamente 100 km al norte, y con ellos los bosques templados cambiarán su distribución a razón de 17 a 50 km/década (Kattenberg et al. 1995). Sin embargo, la magnitud de cambio puede ser cuestionado, debido a que la mayoría de los modelos climáticos son de baja resolución y suponen que el clima y la vegetación se encuentran en equilibrio, y por lo tanto, no incorporan la variabilidad climática a la que están expuestos estos ecosistemas (Kirilenko et

al. 2000). Entonces, las implicaciones de un aumento de la temperatura ($\sim 1^{\circ}\text{C}$) dependen de las condiciones iniciales en una localidad dada, ya que el promedio de muchos procesos biológicos están relacionados con los valores extremos o anomalías de esta variable.

Los ecosistemas actuales son el resultado de una sucesión de condiciones físicas que han hecho posible su existencia (Maslin 2004). Algunos de ellos han sobrevivido a las condiciones cambiantes del clima en un rango de tiempo histórico (Parmesan 2006). A pesar de que los sistemas naturales se adaptan a grandes variaciones en el clima de largo plazo, aún no se sabe cómo se adaptarán a un aumento de las temperaturas que será del orden de los 2 y 5°C en los próximos 100 años; así como a las variaciones de la precipitación entre $+20$ y -20% (Sholze et al. 2006). A pesar de que uno de los mecanismos de adaptación de las plantas a cambios en el clima es la migración, aún se ignora si ésta sucederá a la misma velocidad que lo hará el clima (IPCC 2001), ya que los cambios futuros en el clima serán diferentes en magnitud a los precedentes en los últimos 10,000 años (IPCC 2001). Si la migración de las especies se presenta en función de la envolvente climática actual de las plantas y, bajo el grado de disturbio actual de los sistemas naturales, entonces aquella dependerá de la presencia de asentamientos humanos, barreras físicas (ríos, montañas, acantilados etc.) de la competencia entre especies y del grado de adaptación de las especies al cambio (Maslin 2004).

En este sentido, la vulnerabilidad ante el cambio climático dependerá de la capacidad de adaptación autónoma de los sistemas. Se ha definido a los ecosistemas más diversos como los de mayor resiliencia, ya que la diversidad aumenta la redundancia (número de especies por cada grupo: polinizadores, dispersores; Locatelli 2006). Es por ello, que la identificación de grupos funcionales (agrupaciones de especies con las mismas respuestas ante las perturbaciones) ayuda a entender la vulnerabilidad de sistemas con alta

biodiversidad (Noss 2001). Los análisis de vulnerabilidad de especies y ecosistemas se han realizado a nivel planetario en pequeñas localidades o poblaciones de especies (Jonson et al. 1997, Chapin et al. 2000). Sin embargo a escalas regionales, la tendencia actual es caracterizar los grupos funcionales de especies en grupos de especies presentan respuestas similares ante disturbios naturales o antropogénicos (Gitay y Noble 1997; Díaz et al. 1999; McIntyre et al. 1999; Smith 1997). Estos grupos funcionales permiten caracterizar la tolerancia particular de conjuntos de especies así como sus estrategias adaptativas.

El tiempo que un ecosistema tarda en recuperarse de un evento de cambio climático ha sido estudiado con una perspectiva paleoclimática (Maslin 2004). Dichos estudios pueden ser una aproximación de los efectos del cambio climático en los ecosistemas actuales. Sin embargo, no todos los ecosistemas pueden tener alta resiliencia a estos cambios, es decir, muchos de los cambios climáticos han generado impactos irreversibles en algunos sistemas naturales. En el caso del cambio climático, en los próximos años, el entendimiento de las relaciones vegetación-clima será aún más complejo, ya que estos cambios se presentarán en muy corto tiempo.

Todos los elementos ambientales que pueden caracterizar la presencia de comunidades vegetales y los procesos biofísicos y bioquímicos, pueden integrarse regionalmente mediante la productividad primaria del ecosistema (cantidad de tejido acumulado en un área y tiempo determinado). La generalización espacial de los procesos ecológicos es significativa ya que las variaciones de las propiedades del suelo, la topografía, la humedad del suelo y la vegetación se correlacionan, y su expresión final se refleja en el tipo y vigor de la vegetación (Sellers 1992). Este vigor puede ser monitoreado en regiones geográficas amplias mediante sensores remotos, por ejemplo con el Índice Normalizado Vegetación (NDVI, por sus siglas en inglés). Diversos estudios utilizan el

NDVI para caracterizar el efecto del clima en la fenología (Rundquist et al. 2000, Ciais et al. 2001, Cramer et al. 2001, Poveda & Salazar 2004). De hecho, se ha encontrado una fuerte correlación estadística entre el NDVI y la cantidad de biomasa (Chapin et al. 2001). Asimismo, Malo y Nicholson (1990) sugieren una fuerte relación entre la estacionalidad de la precipitación y la dinámica de la vegetación en el Sahel; Nicholson et al. (1998) demuestran que el NDVI es útil para evaluar el estrés de la vegetación y su relación con la temperatura y la precipitación. Por lo tanto, el uso del NDVI permite evaluar el efecto potencial del cambio climático en la vegetación.

Existen aún pocos estudios acerca de la posible distribución de ecosistemas bajo escenarios de cambio climático en México. Con base en estos cambios climáticos, Villers y Trejo (1998) y Semarnat (2006) determinaron que los tipos de vegetación más afectados serán los bosques mesófilos de montaña (-1.3% de su distribución actual), después los bosques templados (-1%) y los matorrales xerófilos (-4%). Asimismo, el cambio climático podría influir en el número y distribución de especies: por ejemplo, posiblemente se verán afectadas 1,806 especies en bosques de coníferas, 1,390 especies en los bosques tropicales, 1,345 especies en matorrales xerófilos y 1,060 especies en bosques mesófilos de montaña (Arriaga y Gómez 2004). Es por ello que en las comunicaciones nacionales en materia de cambio climático emitidas por México (Semarnap 1997; Semarnat 2001; Semarnat 2006) se sugieren como medidas de acción inmediata, afinar los escenarios climáticos para escalas regionales así como considerar los impactos del cambio del clima en términos del efecto de la época seca, sobre los rangos de distribución de las especies. Todo ello para orientar mejor los proyectos de conservación y manejo sustentable. Las áreas forestales en México presentan pérdidas anuales en su superficie de alrededor de 500,000 ha al año (Palacio et al. 2000) y los bosques son la tercera formación vegetal, después de las selvas y pastizales, en

cuanto a pérdidas de área por cambio de uso de suelo. Este avance en el deterioro de los ecosistemas forestales en México podría llegar a ser mayor que el propio impacto del cambio climático (Gómez et al. 2006). El efecto conjunto del cambio de cobertura vegetal y uso de suelo (LULCC, por sus siglas en inglés Land Use-Land Cover Change) y el cambio climático constituirán en el futuro cercano los procesos de mayor cambio ambiental (Folke et al. 2004), por lo que deben ser considerados en el marco de políticas de uso sustentable de los recursos naturales. Para estimar el efecto del cambio de uso de suelo, se ha establecido que los elementos de los procesos biofísicos que se ven alterados son el balance energético, el intercambio de agua y el intercambio de calor estimado mediante el albedo, la evapotranspiración y la rugosidad (Dirnböck et al. 2003). Al cambiar o eliminar la cobertura vegetal se produce un cambio en el albedo y éste se reflejará en cambios en la precipitación, en la evapotranspiración y en la humedad del suelo (Dickinson 1992; Oleson et al. 2004; Voldoire y Royer 2004).

Los modelos de escala mundial y nacional de distribución de especies que incluyen modelos climáticos y de nicho ecológico (Nix 1986; Stockwell y Noble 1992; Haxaltine 1996; Iverson y Prasad 2002; Peterson 2001; Peterson et al. 2002) son aproximaciones metodológicas para entender el efecto del cambio climático en la vegetación. Sin embargo, a lo largo del presente estudio se reconoció que la utilización de modelos de circulación general para generar escenarios de cambio climático, conlleva una cadena de incertidumbre, desde la elección de los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero, el ciclo del carbono, hasta las predicciones finales del clima regional y global (IPCC 2001; Magaña 2005). Dichas incertidumbres se incrementan si no se identifican claramente los controladores regionales y locales del clima así como los procesos de retroalimentación entre la biosfera y la atmósfera mismos que resultan difíciles de medir a

escalas regionales. Por ello, en este estudio se analizó primero la manera como responde actualmente la vegetación al clima, y se identificaron otros elementos físicos que, aparte del clima, intervienen en su respuesta de largo plazo. De tal manera que estos resultados puedan ser incluidos en modelos de simulación dinámica de la vegetación y el clima.

Planteamiento del problema

La Sierra Norte de Oaxaca (SNO) ha sido considerada como una región terrestre prioritaria (Arriaga et al. 2000), una región de importancia para la biodiversidad (Dávila et al. 1997) y ha sido propuesta como Área Natural Protegida (Acosta et al. 1999). Los bosques de pino en Oaxaca ocupan el 5% de su territorio, mientras que el total de bosques de coníferas y encinos suman más de 37,000 km² (INEGI 2002) y ocupan el 8% de la superficie del estado. El área de mayor distribución de bosques de pino corresponde a la SNO, donde el género *Pinus* L. ocupa cerca del 30% de este sistema montañoso, y representa uno de los centros de más alta diversidad y endemismos para los géneros *Pinus* y *Quercus* L. (Arriaga et al. 2000). Dentro de las especies más representativas de bosque templado de la SNO destacan especies favorecidas por el fuego como *Pinus patula* Schiede y Cham; especies representativas de comunidades climax como *Pinus hartwegi* Lindli, *P. ayacahuite* C.A. Ehrenb y *P. pseudostrobus* Lindley y especies que se asocian a los pinos en laderas de poca insolación como *Abies guatemalensis* Rehder, *A. Hickelii* Flous y Gausson y *A. Oaxacana* Martínez (Del Castillo et al. 2004). Otras especies reportadas son *Pinus teocote* Shiede, *P. rudis* Endl, *P. leiophylla* Shiede y Deppe, *P. oocarpa* Schltld. *P. oaxacana* Mirov, *P. montezumae* Lamb, *P. douglasiana* Martínez, *P. lawsonii* y *P. pringlei* Shaw (Farjon 1997, Campos et al. 1992). Sin embargo, debido a las altas tasas de deforestación y su relación con el cambio climático; la distribución espacial de dichas

especies puede verse restringida, aumentando con ello la pérdida de la biodiversidad en estas zonas y la afectación de los servicios ambientales tales como la captura de carbono y producción de agua (Dávila 1997; Canto 2004; López 2005). Prueba de lo anterior es que dentro de la SNO en bosques mesófilos de montaña se encuentran plantas catalogadas como de protección como: *Artorima erubescens* Lindl (epífita endémica), *Carpinus caroliniana* Walt (amenazada), *Cupressus lusitanica* Miller (sujeta a protección), *Cyathea fulva* Martínez y Galeotti (bajo protección). En bosques de pino-encino se encuentran *Enchyclia citria* (orquídea roja) y *Nolina longifolia* Schult (endémica) que son afectadas por el arrastre de troncos durante los aprovechamientos forestales (Semarnat 2000). En términos del manejo y conservación de dichos bosques, resulta imprescindible la obtención de un escenario de su distribución bajo cambio climático y de la dinámica del cambio de uso del suelo considerando algunos grupos funcionales y especies indicadoras.

Dado que los factores climáticos que pueden determinar la distribución de las especies varían espacial y temporalmente, los estudios de gradientes climáticos permiten caracterizar la distribución de las comunidades vegetales a nivel local y regional, así como las interrelaciones entre los elementos físicos y bióticos de una comunidad para entender cuándo y dónde ocurrirán los cambios en la distribución de especies (Shugart 1993, y Gardner et al. 1996). Es por ello que la SNO resulta una región piloto por su amplio gradiente de climas y vegetación y representa un modelo para evaluar las siguientes preguntas: 1. ¿Cuáles son los factores ambientales (temperatura, precipitación, humedad del suelo, elevación, pendiente y aspecto) que determinan el hábitat de las especies de los grupos funcionales? 2. ¿Cuál es la influencia de los cambios climáticos en la vegetación?. 3. ¿Cuál es la influencia de los cambios de uso del suelo presentes y futuros en la distribución de los tipos de vegetación?.

Bajo el marco de estas preguntas este estudio pretende probar las siguientes hipótesis:

1. La variabilidad espacial de la temperatura y la precipitación en el corto y largo plazo influye en el verdor de la vegetación a escala anual e intra-anual, por lo tanto periodos con anomalías positivas de precipitación y temperatura (por arriba del promedio) condicionarán periodos de alto verdor y por el contrario anomalías negativas (por debajo del promedio) de estas variables condicionarán valores bajos del verdor.
2. La variabilidad climática de largo plazo permitirá identificar los valores umbrales climáticos en términos de la precipitación y temperatura, que se ven reflejados en valores umbrales del verdor de la vegetación.
3. Las plantas dominantes fisonómicas de la zona de estudio se distribuyen de acuerdo a sus tolerancias ambientales, entonces bajo escenarios de cambio climático podrían ver rebasadas dichas tolerancias.
4. Los procesos de cambio de uso de suelo se conjugarán con el cambio climático modificando las superficies actuales de los tipos de vegetación de la zona de estudio.

OBJETIVOS

1. Identificar el efecto de la variabilidad de la temperatura y la precipitación en el comportamiento del verdor de los tipos de vegetación.
2. Caracterizar los umbrales climáticos de los tipos de vegetación con base en la variabilidad climática de largo plazo.
3. Caracterizar los grupos funcionales de plantas en la Sierra Norte de Oaxaca con base en sus umbrales de tolerancia a cambios de temperatura y precipitación.

4. Determinar los procesos de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal de la zona de estudio y sus tendencias a futuro mediante un modelo markoviano.

Para cubrir los objetivos planteados este trabajo se divide en 4 capítulos. En el primero de ellos se presenta la variabilidad espacio-temporal del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) en el estado de Oaxaca de 1997 a 2003, su relación con la variación intra e interanual de la precipitación y su efecto en la longitud de la época de crecimiento de los principales tipos de vegetación del estado. En el segundo capítulo se incluye un estudio de largo plazo del NDVI en la SNO (1982-2003) para evaluar el efecto de las anomalías de precipitación y temperatura en términos del verdor de la vegetación y se identificaron las tolerancias climáticas de los nueve tipos de vegetación. En el tercer capítulo se agruparon los grupos de plantas de la SNO en función de sus tolerancias ambientales (clima, altitud, suelo) y forma de vida y afinidad geográfica con el objeto de identificar su vulnerabilidad a la variabilidad y al cambio climático. Las dos escalas de estudio, por ecosistemas y por especies, permitirán caracterizar la sensibilidad de la región a un nivel de detalle que permita incorporarse a los diferentes mecanismos administrativos de ordenamiento y administración de los recursos (planes de desarrollo, financiamientos, permisos de aprovechamiento, ordenamientos ecológicos y del territorio, etc). En el capítulo cuarto se presentan los resultados de un modelo de proyección del cambio de uso de suelo y sus procesos en la zona de estudio, y se contrastan con los escenarios de cambio climático. Finalmente se discuten los resultados de este estudio en términos de la importancia de los estudios regionales de las relaciones clima-vegetación, las contribuciones en torno a la resistencia y resiliencia de la vegetación de la región, los umbrales climáticos y ecológicos, las posibles aplicaciones de este estudio y las recomendaciones en torno a las líneas de

investigación que deben seguirse para modelar las dos perturbaciones a las que se encuentran expuestas las zonas montañosas y en general las regiones naturales de México.

REFERENCIAS

- Acosta, S., Bonilla, C., Cisneros, E., Blanco, y Trujano, A. 1999. Proyecto Áreas comunales protegidas de la Sierra Norte de Oaxaca. Área Biológica. Reporte Técnico Final. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, CIIDIR. Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional. 120 pp.
- Arriaga, L. y L. Gómez. 2004. Posibles Efectos del Cambio Climático en algunos Componentes de la Biodiversidad en México. El Cambio Climático: una visión desde México. In Martínez J. A. Fernández y P. Osnaya (compiladores). Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. pp 255-266.
- Campos, A., L.C. Arriaga, P. Dávila, A.García, J. Reyes, G. Toriz, L. Torres y R. Torres. 1992. Plantas y Flores de Oaxaca. Cuadernos del Instituto de Biología. Núm. 18. Universidad Nacional Autónoma de México. 62 pp.
- Canto, J.M. 2004. Capitales de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo en bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. 117 pp.
- Ciais P., P. Friedlingstein, A. Friend y D.S. Schimel. 2001. Integrating global models of terrestrial primary productivity. In: Roy, J., B. Saugier y H.A. Mooney, (editores). Terrestrial global productivity. Academic Press, San Diego, US. pp. 449-478.
- Cramer W., R.J.Olson, S.D. Prince y J.M.O Scurlock. 2001. Determining present patterns of global productivity. In Roy, J., B. Saugie y H.A Mooney (editores). Terrestrial global productivity. Academic Press, San Diego, US. pp. 429-448.
- Chapin, F.S. III, E. Zavaleta, E. viner, V. Naylor, R. Vitousek, P. Reynolds, H. Hooper, D. Lavorel, O. Sala, S. Hobbie y C. Díaz, 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature (405) 234-242.
- Chapman A. y D. J. Milne. 1998. The impact of global warming on the distribution of selected Australian plant and animal species in relation to soils and vegetation. Erin Unit. Environment Australia. Canberra. 145 pp.
- Dávila, P., Torres, L., Torres, R. y Herrera O. 1997. Sierra de Juárez, Oaxaca. En Heywood, V.H. y Davis, S. (coords.) Centers of plant diversity. A guide an strategy for their conservation. World Wildlife Fund 135-138.

- Del Castillo, R., Pérez de la Rosa, J., Vargas, G y Rivera, R. 2004. Coníferas. En García-Mendoza, A., Ordoñez, M. J. Y Briones-Salas, M. (eds). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. pp. 141-158.
- Díaz, S., M. Cabido, M. Zak, E. Martínez-Carretero y J. Aranibal. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*. (19) 651-660.
- Dickinson, R. 1992. Changes in land use. In Trenberth, K. *Climate system modelling*. Cambridge. Londres. pp. 149-172.
- Dirnböck, T., S. Dullinger y G. Grabherr. 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*. 30:689-704.
- Farjon, A. y B. Styles. 1997. *Pinus* (Pinaceae). *Flora Neotropica* . Monograph num 75. New York Botanical Garden. New York . 291 pp.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walter, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson y C.S. Holling. 2004. Regimen shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology*. (35) 557-581.
- Gardner, R.H., W.W. Hargrove, M.G. Turner y W.H. Romme. 1996. Climate change, disturbance and landscape dynamics. In Walker, B. y W. Steffen. *Global change and terrestrial ecosystem*. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series. Num 2. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 149-172.
- Gitay H y I.R. Noble. 1997. What are functional types and how should we select them. In Smith et.al. (editores) *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series.
- Gómez, L. Vega-Peña, E., Ramírez, M.I., Palacio-Prieto, J.L., Galicia, L. 2006. Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography*. (26) 276-290.
- Haxeltine, A. y I. Prentice. 1996. *Global Biogeochemistry Cycles*. (10) 693.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2002. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de Suelo y Vegetación. Serie II. Escala 1:250 000. Mexico.
- IPCC. International Panel on Climate Change, 2001. *Climate change 2001. Impacts, adaptation and vulnerability*. Working Group II . Geneve.

- IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 2001. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. OMM-PNUD. Ginebra. 85 pp.
- Iverson, L. y A. Prasad. 2002. Potential redistribution of tree species habitat under five climate change scenarios in the eastern US. *Forest Ecology and Management*. (155) 205-222.
- Johnston, K. M. y O. Schmitz. 1997. Wildlife and climate change: Assessing the sensitivity of selected species to simulated doubling of atmospheric CO₂. *Global Change Biology* (33) 531-544.
- Kattenberg A., F. Giorgi, H. Meehl, J. Mitchell, R. Stouffer, T. Tokioka y T. Wigley. 1995. Climate models, projections of future climate. In J. Houghton (editor) *Climate change 1995. The science of climate change*. Cambridge. pp 285-357.
- Kirilenko, A. N. Belotelov y B. Bogatyrev. 2000. Global model of vegetation migration: incorporation of climatic variability. *Ecological Modelling* (132) 125-133.
- Locatelli, B., 2006. Vulnerabilidad de los bosques y sus servicios ambientales al cambio climático. Centro Agronómico Tropical de la Investigación y Enseñanza. Grupo de Cambio Climático Global. 4 pp.
- López, R. 2005. Efecto del manejo forestal en la diversidad, composición, estructura y regeneración de especies en un bosque templado en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. 146 pp.
- Magaña, V. 2005. Elaboración de escenarios climatológicos para la región de México, Centroamérica y Cuba. Fomento de las Capacidades para la Etapa II de Adaptación al Cambio Climático en Centroamérica, México y Cuba. Informe Técnico. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo-Fondo Global del Ambiente. 41 pp.
- Malcolm J., A. Diamond, Markham, A. F. Mkanda y A. Starfield. 1998. Biodiversity: species, communities and ecosystems. En *United Nation Environmental Programme. Handbook on methods for climate change impact assessment and adoption strategies*. Amsterdam. pp. 13-1 - 13-41.
- Malo, A.R. y S.E. Nicholson, 1990. A study of rainfall and vegetation dynamics in the African Sahel using normalized difference vegetation index. *Journal of Arid Environments*. (19) 1-24.
- Maslin, M. 2004. Ecological versus climatic thresholds. *Science*. (306) 2197-2198.
- McIntyre, S., S. Díaz, S. Lavorel y W. Cramer. 1999. Plant functional types and disturbance dynamics- Introduction. *Journal of Vegetation Science*. (10) 604-607.

- Melillo J., Callaghan, T., Woodward, E., Salati, E y Sinha S. 1993. Effects on Ecosystems. En IPCC. Climate change, The IPCC Scientific Assessment. WMO/UNEP. Cambridge University Press. pp 283-310.
- Nicholson, S.E., C.J. Tucker y M.B. Ba. 1998. Desertification, drought, and surface vegetation: An example from the West African Sahel. *Bulletin of American Meteorology Society*. (79) 815-829.
- Nix, H. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. En Prys-Jones, R. (editores). *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Bureau Flora Fauna. Canberra, pp 4-15.
- Noss, R. 2001. Beyond Kyoto. Forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* (3) 578-590.
- Oleson, K.W., G. Bonan, S. Levis y M. Vertenstein. 2004. Effects of land use change on North American climate: impact of surface datasets and model biogeophysics. *Climate Dynamics*. (23) 117- 132.
- Palacio et al. 2000 Palacio-Prieto, J.L; G. Bocco; A. Velásquez, J.F. Mas; F. Takaki-Takaki; A. Victoria; L. Luna-González; G. Gómez- Rodríguez; J. López García; M. Palma; I. Trejo-Vazquez; A. Peralta; J. Prado-Molina; A. Rodríguez; R. Mayorga-Saucedo y F. González. 2000. La Condición Actual de los Recursos Forestales en México: Resultados del Inventario Nacional Forestal 2000. *Investigaciones Geográficas* (43) 183-203.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review in Ecology and evolution*. (37) 637-669.
- Parmesan, C y Yohe , G. 2003. A globally coherent fingerprint f climate change impacts across natural systems. *Nature* (421) 37-42.
- Pearson, R.G. 2006. Climate Change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution*. (3) 111-113.
- Peterson, A.T., V. Sanchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R. Buddemeier and A. Sánchez-Navarro. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modeling*. (144) 21-30.
- Peterson, A.T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R.H. Buddemeier, and D. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*. (416) 626-629.
- Poveda G. y L.F. Salazar. 2004. Annual and interannual (ENSO) variability of spatial scaling properties of a vegetation index (NDVI) in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*. (93) 391-401.

- Puhe, J. y B. Ulrich. 2000 Global climate change and human impacts on forest ecosystems. Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. Springer. New York. 594 pp.
- Rundquist, B.C., J.A Harrington y D.G. Goodin. 2000. Mesoscale satellite bioclimatology. *Professional Geographer*. (52) 331-344.
- Sala, O., F. Stuart, I. Chapin. J. Ernesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber, L.Huenneke, R. Jackson, A.Kinzing, R. Leemands, D.Lodge, H. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy, M.Sykes, B. Walter, H. Wall. 2001. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* (287) 1770-1774.
- Sellers, P. J. 1992. Biophysical models of land surface processes. In Trenberth, K. *Climate system modeling*. Cambridge. Londres. pp. 451-490.
- Semarnap, Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, 1997. México, Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Semarnap. México. 150 pp.
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2001. México, Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Semarnat. México. 374 pp.
- Semarnat, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2000 Catalogo de especies vulnerables al aprovechamiento forestal en bosques templados del estado de Oaxaca. Semarnat-Procymaf. México. 105 pp.
- Semarnat: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2006. México tercera comunicación nacional ante la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. Instituto Nacional de Ecología. México. 207 pp.
- Sholze, M., Wolfgang Knorr., Arnell, N. y Prentice, C. 2006. A climate-change risk analysis for world ecosystems. *PNAS*. (35) 13116-13120.
- Shugart, H.H., Global change. 1993. In Solomon A.M. y H. Shugart (editores). *Vegetation dynamics and global change*. Chapman and Hall. Nueva York. pp 3-24.
- Smith, T.M. 1997. Examining the consequences of classifying species into functional types: a simulation model analyst. In Smith, T.M., H. Shugart y F.I. Woodward. *Plant functional types. Their relevance to ecosystem properties and global change*. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series. Num. 1. Cambridge University Press. Melbourne. pp. 319-340.
- Stockwell, D. y I. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*. (33) 385-390.

Villers, L. e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia*. (23) 10-19.

Voldoire, A. y J.F. Royer. 2004. Tropical deforestation and climate variability. *Climate Dynamics*. (22) 857-874.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA NORTE
DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Capítulo 1

**Assessing onset and length of greening period in six vegetation types in Oaxaca, Mexico,
using NDVI-precipitation relationship**

(Manuscrito enviado a: International Journal of Biometeorology)

ASSESSING ONSET AND LENGTH OF GREENING PERIOD IN SIX VEGETATION
TYPES IN OAXACA, MEXICO, USING NDVI-PRECIPIATION RELATIONSHIP

RUNNING TITLE: ONSET AND LENGTH OF GREENING PERIOD USING NDVI

Gómez-Mendoza, L.,¹ Galicia, L.,^{1} Cuevas-Fernández, M.L.,¹ Magaña, V.,²*

Gómez, G.,¹ and Palacio-Prieto, J.L.¹

¹: Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Coyoacán, D.F., México.

Phone: (52) 55+ 56 22 43 35. Fax: (52) 55+ 56 16 21 43.

² Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Coyoacán, D.F., México.

Phone: (52) 55+ 56 22 40 88.

**Corresponding author. E-mail: lgalicia@igg.unam.mx*

Abstract

The variations of the Normalized Vegetation Index (NDVI) over the state of Oaxaca, in southern Mexico, are analyzed in terms of precipitation anomalies for the 1997-2003 period. Using 10 days average in NDVI data, obtained from the AVHRR satellite information, the response of six types of vegetation to intra-annual and interannual fluctuations in precipitation is examined. The onset and temporal evolution of the greening period are studied in terms of variations in precipitation through spectral analysis (coherence and phase). Results indicate that extremely dry periods, as those observed in 1997 and 2001 resulted in low values of NDVI over much of Oaxaca, while good precipitation periods produced a rapid response (20 to 30 days of delay) from a stressed to a non-stressed condition in most of the vegetation types. One of such rapid changes occurred during the transition from dry to wet conditions during the summer of 1998. As in many parts of the tropics and subtropics, the NDVI reflects low frequency variations in precipitation on several spatial scales. Even after long dry periods (2001-2002), the various regional vegetation types are capable of recovering when a good rainy season takes place, reflecting that types as the evergreen forests in the high parts of Oaxaca better respond to rainfall characteristics (timing, amount) than to temperature changes, as in most of the mid-latitudes. This finding may be relevant to prepare climate change scenarios for forests, where increases in surface temperature are more certain to occur than changes in precipitation of a particular sign of anomaly.

Key words: Climate Variability, NDVI, Phenology, Tropical Forest, Temperate Forest

Introduction

Vegetation dynamics is related to climate (Justice et al. 1986; Jackson et al. 2001; Bonan 2002), mainly to temperature and precipitation variations (Churkina and Running 1998; Prasad et al. 2005). Phenology of vegetation is clearly coupled with the annual and seasonal cycles of temperature and precipitation. Extreme climatic conditions at a regional scale may influence the length of the greening period and ecosystem capacity for CO₂ sequestration (Hill and Donald 2003). Consequently, a clear determination of the relationship between climate and vegetation health becomes an important issue when reforestation projects are considered to mitigate climate change.

Remote sensing is a very useful tool to identify the greening period and the phenology at large spatial scales (hundreds of kilometers) (Yu et al. 2003; Prasad et al. 2005). Several studies have found a close relationship between NDVI and vegetation phenology (Kramer et al. 2000). This is mainly due to the fact that NDVI corresponds to a fraction of photosynthetically active radiation absorbed by vegetation canopies (Tucker et al. 1985; Jobbágy et al. 2002). NDVI has also been considered for monitoring spatial gradients of structure and function of various types of vegetation on various time scales (Prasad et al. 2005). For instance, the time lag between the greening period and the characteristics of annual precipitation or temperature may be obtained through NDVI analyses (Potter et al. 1999; Prasad et al. 2005). The NDVI has been utilized to assess the effect of low frequency climate fluctuations on the vegetation phenology, particularly under El Niño-Southern Oscillation (ENSO) (Nicholson 1989; Nicholson et al. 1998; Swetnam and Betancourt 1998; Rundquist 2000; Poveda and Salazar 2004). Although an evaluation of time evolution of the NDVI may be used as an indicator of the impacts of climate variability on the functioning of ecosystems at regional scales (Ciais et al. 2001; Cramer et al. 2001), only few studies have examined the time lag between the greenness of vegetation and the occurrence of

precipitation in tropical regions (Prasad et al. 2005). Such timing may be of relevance for the determination of the resilience of tropical forests to dry periods.

In Mexico, the onset of the rainy season occurs in the southern coast of the state of Oaxaca, depending on how early in the spring a large thermal contrast between the Mexican Pacific warm pool and the cold tongue in the eastern Pacific is established (Magaña et al. 1999). In some years, as during El Niño, such contrast in the sea surface temperature (SST) tends to disappear and consequently the Inter Tropical Convergence Zone tends to remain close to the equator, leading to a delay in the onset of the rainy season and consequently producing drought condition over most of Mexico, particularly over Oaxaca (Cavazos and Hastenrath 1990; Magaña et al. 2003). Around 30% of annual rainfall variability in Mexico is related to El Niño (Magaña et al. 1999). During La Niña summer precipitation is near to or even above normal. The onset of the rainy season is considered to be an indicator for the total annual precipitation in central and southern Mexico (Higgins et al. 1997; Magaña et al. 1999). The effects of the relation between ENSO and precipitation in Mexico have only been studied in agricultural or urban areas (Dilley 1996, 1997; Magaña et al. 1999). However, few studies have analyzed its effects on the NDVI values of forest ecosystems (Salinas-Zavala et al. 2002). Moreover, Villers and Trejo (1998) indicated that Mexican temperate and cloud forests are highly vulnerable to climate change, however little is known about the vegetation response to extreme events under climate changes, such as prolonged droughts. Analyzing the vegetation response to intra-annual and interannual climate variability in Oaxaca could shed some light on the vulnerability of this sector to extreme climatic conditions. The objectives of this study are: a) to analyze the NDVI temporal and spatial variation of different vegetation types in the State of Oaxaca in relation to changes in precipitation on various time scales; b) to determine temporal variability of the greening period;

and c) to determine the time of vegetation response to precipitation cycles for different vegetation types and to explore the resilience of the vegetation.

Methods

Study Site

The state of Oaxaca has a variety of 47 vegetation types (Figure 1) out of 63 that exist in Mexico (INEGI 2002). The vegetation types with the widest distribution in Oaxaca are: temperate forests (38% of the state's land surface), tropical evergreen forests (13%), tropical dry forests (18%), desert scrubs (0.2%), cropland (7%) and pastureland (1.5%). This variation in vegetation types is related to the spatial and temporal variations in precipitation, the region's geology (Centeno-García 2004) and physiography, which change with altitude, slope and aspect (Ortiz et al. 2004). In Oaxaca, the various observed precipitation patterns are the result of mesoscale convective systems, tropical cyclones in the northeastern Pacific from May to October, as well as in the Gulf of Mexico, or winter synoptic scale systems such as cold fronts and *nortes* from November to April (Trejo 2004) or easterly wave from May through October. Total annual rainfall in Oaxaca state ranges from 300 to 4500 mm/year, and the spatial distribution depends mostly on the orographic elements (Trejo 2004). Mean annual temperature varies from 8°C to 28°C (García 1998).

NDVI data

In order to estimate spatial and temporal greenness of various vegetation types in Oaxaca, NDVI images from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) sensor at 1.1 x 1.1 km spatial resolution were analyzed for 1997 - 2003 period from NOAA 12, NOAA 14, and NOAA 16 sensors. These images were received by the antenna in the Geographic Information Systems

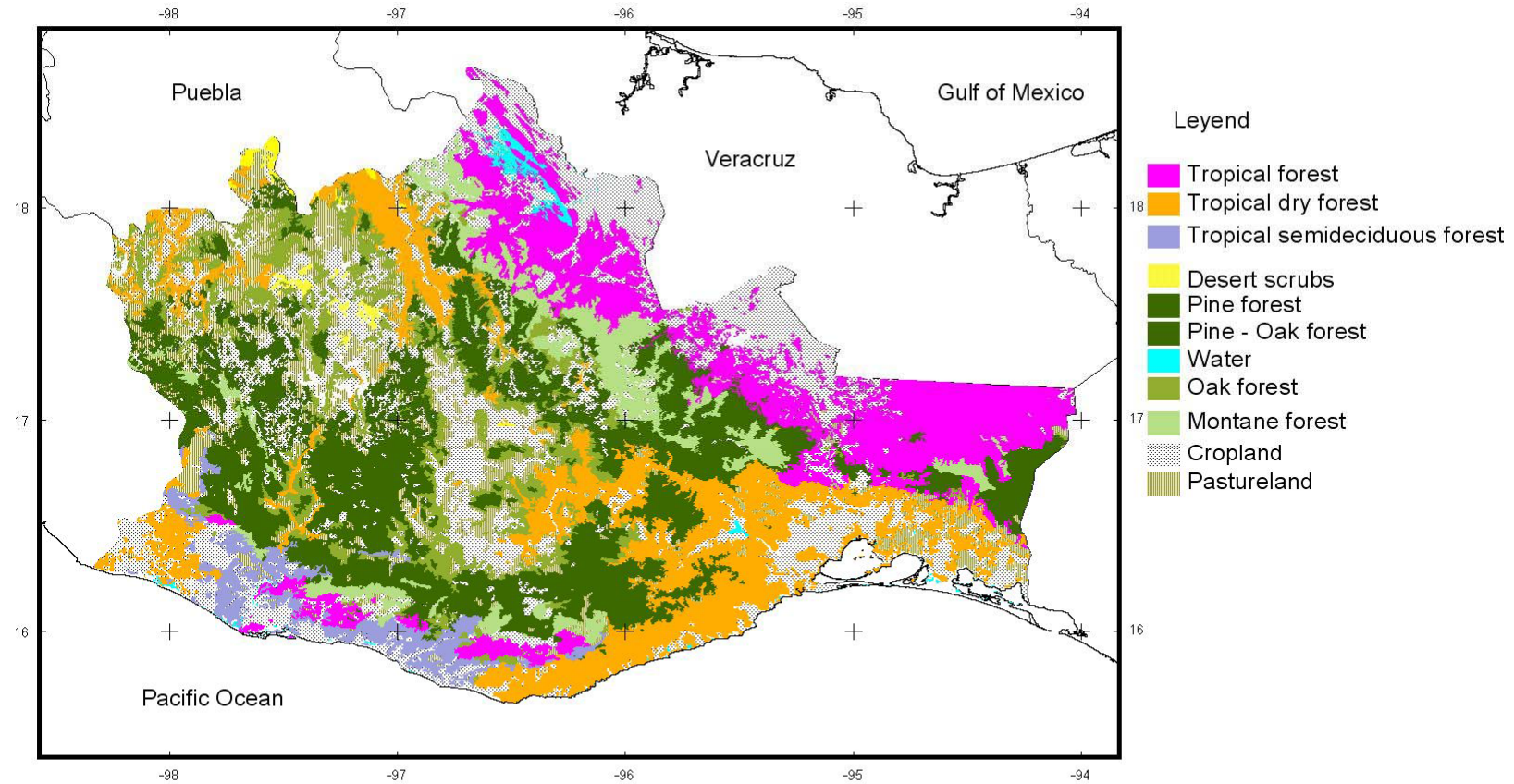


Fig 1. Distribution of main vegetation types in Oaxaca. (INEGI 2002)

and Remote Sensing of the Instituto de Geografía at the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). No spatial distortion was found as sensors pass at nadir over Oaxaca State. Rayleigh corrections were performed (Gordon et al. 1988). A total of 2008 daily images were georeferenced and calibrated (Cuevas-Fernández 2004). Temporal 10-day composites were obtained in order to diminish atmospheric interference from clouds, vapor water, aerosols and, solar angle (Holben 1986; Ruimy et al. 1994; Jobbágy et al. 2002).

In order to obtain NDVIs for each image, the following formula was used: $NDVI = (\text{near infrared} - \text{red/near infrared} + \text{red})$ (Paruelo et al. 2001; Maxwell et al. 2002). NDVI composites were obtained for 10-day period through the ENVI system (version 3.1). To determine mean NDVI values by vegetation type, the Series II land use and vegetation map published by the Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI 2002) were overlaid on each composite, and a mask of vegetation areas with non-neighboring pixels was applied (Cuevas-Fernández 2004).

The onset and length of the greenness vegetation period were determined by means of White's method (White et al. 2002). This is a graphic method that identifies the onset of vegetation period (10-day period where a NDVI increasing is observed) and the ending of vegetation period (10-day period where a NDVI drastic decrease is present). Finally, the annual response of each vegetation type was determined by means of principal component analysis.

NDVI anomalies-precipitation relationship

Fifteen meteorological stations were selected, each one corresponding to a region with a particular vegetation type of the six distributed in the Oaxaca state. Daily precipitation data were obtained from the National Meteorological Service and the Head Office for Surface Waters and Rivers of the Mexican National Water Commission, as well as from the National Centers for

Environmental Prediction (NCEP-NOAA 1994). 10-day accumulated precipitation composites were computed for each meteorological station. Precipitation anomalies were calculated by constructing the time average for the 10-day subsets for the period 1997-2003. Monthly sea surface temperature (SST) anomalies were obtained for the El Niño 3.4 region (Climate Prediction Center 2003) between 5°N-5°S and 120°-170°W (Trenberth 1997), to be used as an indicator of the presence of positive SST anomalies for the 1997-2003 period. Both, SST and precipitation anomalies for the indicated stations were calculated according to Wilks (1995):

$$\text{Anomaly} = (\text{Value at a given time} - \text{Mean value}) / (\text{Mean value}).$$

NDVI and precipitation are statistically coherent at various time scales and with particular lags, so vegetation greenness is not always synchronic with precipitation (Potter et al. 1999; Chen et al. 2001; Nightingale and Phinn 2003). Spectral analyses have been widely used by climatologists to identify climate variation cycles (Brown and Katz 1991; Bordi et al. 2004; Tasic and Unkasevic 2005) and proved to be useful in ecological studies. The objective in this study is to obtain the time response in the six types of vegetation after dry periods as done by Ghil and Yiou (1996), Wilks (1995), Von Storch and Zwiers (1999) and Poveda and Salazar (2004). Spectral analyses between local precipitation and NDVI were obtained for 10-day composite series from 1997 to 2003 for: pine-oak forest, tropical dry forest, tropical evergreen forests, desert scrubs, cropland, and induced pastureland. Two contrasting years in precipitation, 1997 and 2000 were compared to examine the transition from stressed to non-stressed conditions.

A frequency analysis by a cross-spectrum was made with a Hamming weighted moving average procedure (Blackman y Turkey 1958) and results were expressed in terms of frequency (number of cycles per time unit) obtaining four categories: 1) 360-day cycles that differentiate years with positive or negative precipitation anomalies (not shown); 2) 120 to 180-day cycles that differentiate between rainy and dry seasons in the year; 3) 90-day cycles which include

variations in precipitation between the first portion of the rainy season, from May to June, and the second half, from July to October; and, 4) midsummer drought cycles lasting from 30 to 60 days between July and September. Data processing was done with the STATISTICA program (1999, version 5.5). These spectral analyses included calculations of frequency of events, period, NDVI period and delay with respect to precipitation (Brown and Katz 1991; Tosic and Unkasevic 2005).

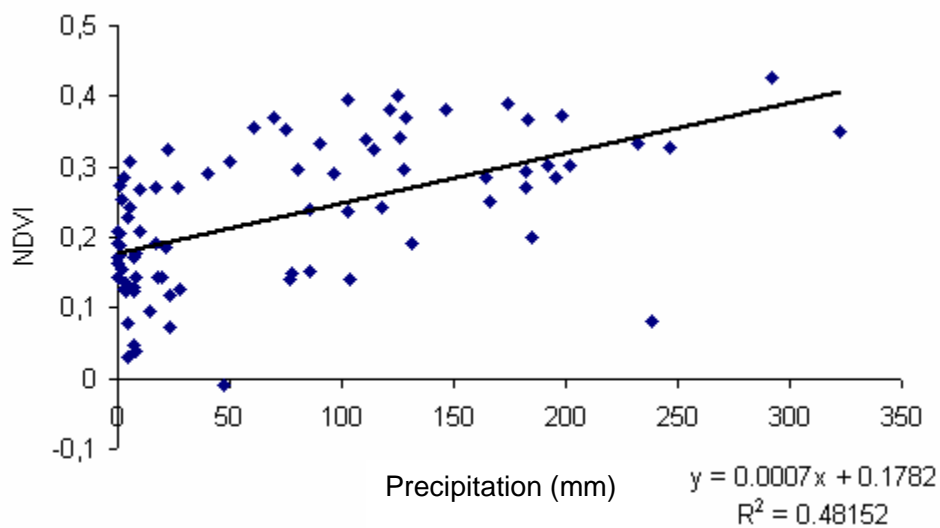


Fig. 2 Correlation values between precipitation and NDVI in Oaxaca. (Mean total amounts for NDVI and precipitation were considered).

Results and Discussion

Temporal and spatial NDVI variation

There is a positive correlation between precipitation and NDVI in Oaxaca in the annual cycle (Figure 2). Therefore NDVI increases according to precipitation in spatial and temporal gradients (Figure 3). Several studies suggest that the NDVI spatial pattern is produced by a spatial heterogeneity in temperature and precipitation (Paruelo et al. 2001; Shilong et al. 2004). In Oaxaca, spatial variations of NDVI are due to the different precipitation patterns produced by diverse weather systems (Figure 3) (García 1998; Trejo 2004). The northern region of the state is characterized by tropical evergreen forests and had greater NDVI, due to annual rains (~4 000 mm/year) and the significant amount of winter precipitation (500 mm). b) The east region with annual precipitation between 600 and 1200 mm, is characterized by tropical dry forests and cropland with low NDVI values and marked seasonality of rain as a consequence of eastern waves and tropical cyclones. c) The region comprising Oaxaca's southern coast, has an annual precipitation of 800 to 2000 mm, and is dominated by mainly tropical dry forests and induced pastureland. d) The southwestern region of the state characterized by an annual precipitation of 2 000 to 2 500 mm, is represented by pine and oak forests and dry tropical forests with high NDVI

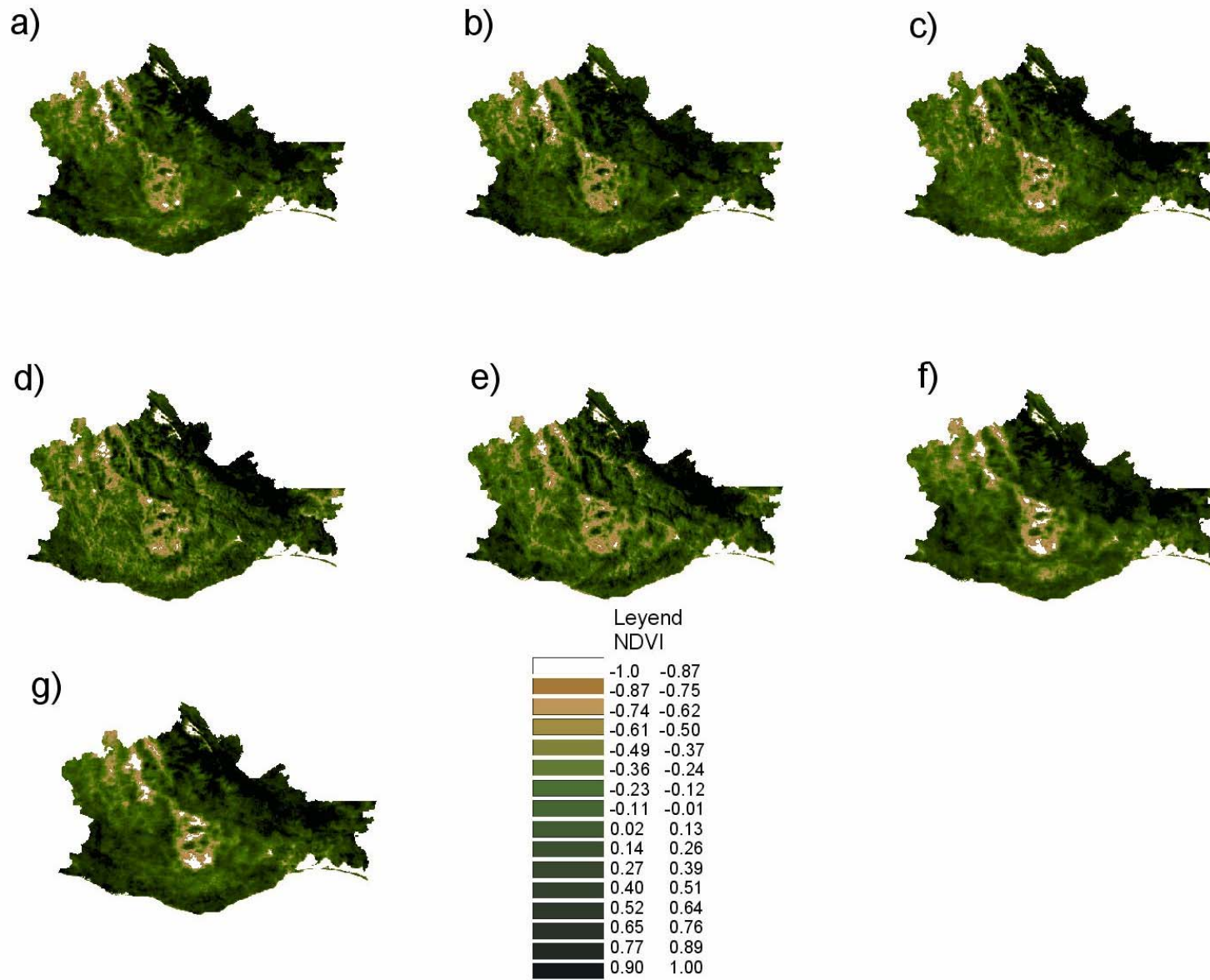


Fig. 3. NDVI temporal variation in Oaxaca, Mexico a) 1997; b) 1998; c) 1999; d) 2000; e) 2001; f) 2002 y g) 2003.

values. 5) The northwest region is represented by desert scrubs, with an annual precipitation of 400 to 500 mm (Figure 3).

Alternatively, the spatial and temporal variations in NDVI may be attributed to differences in vegetation types (Figure 4a) that are determined by local climate conditions (Jobbágy et al. 2002). Principal component analysis (PC1= 77% of the explained variance and PC2= 16% of the explained variance) indicated that the mean annual NDVI values for 1997, 1998, 2002, and 2003 were greater than those for 2000 and 2001 for the six vegetation types which may be explained by interannual differences of annual total precipitation (Figure 4b). Moreover, principal component analysis delimited three groups of vegetation coverages with different magnitudes of NDVI values: a) pine-oak forests, pine forests, mountain cloud forests, and tropical evergreen forests. In this group, tall tropical evergreen forests exhibited lower mean annual NDVI values in 2000 and 2001 than in 1997, 1998, 1999, 2002, and 2003 (Figures 4a and 5). b) Oak forests, tropical dry forests, and *Juniperus* forests had intermediate NDVI values. In this group, the tropical dry forests had the highest NDVI values in 1998 and 1999 as compared to 2001 (Figures 4, 5). c) Desert scrubs and croplands showed the lowest NDVI values as compared to the other vegetation types. Croplands had the highest NDVI values in 1997 and the lowest in 2001, whereas desert scrubs had the highest NDVI in 1999 and the lowest in 2001 (Figures 4, 5). The displayed NDVI variation of vegetation types could be attributed to changes in precipitation and elevation gradients, thus NDVI values increased from vegetation types thriving at higher elevations (temperate pine-oak forest, 2000-3000 m; oak-pine forest 1400-2000 m; dry tropical forest and agriculture and livestock land, 1000-1200 m; mountain cloud forest, 1000-2600 m and tropical evergreen forest, 200-1600 m) (Figure 3).

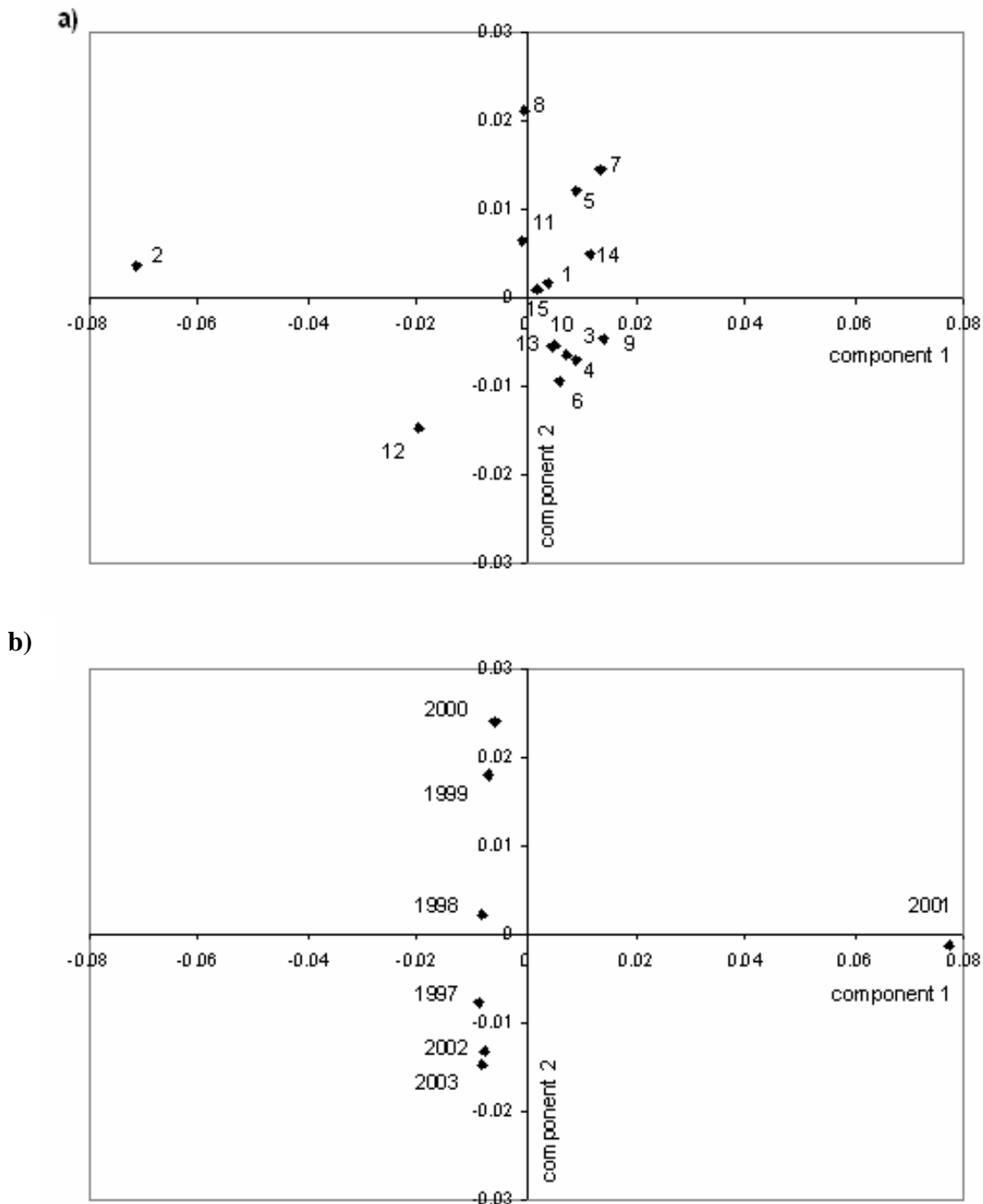


Fig. 4. Principal Component Analysis; a) NDVI annual mean values for fifteen vegetation types in Oaxaca, Mexico: 1. Oak-forest, 2. Oak-pine forest, 3. Pine-forest, 4. Pine-oak forest, 5. *Juniperus* forest, 6. Mountane cloud forest, 7. Chaparral, 8. Desert scrubs, 9. tropical ever green forest, 10. tropical semigreen forest, 11. Tropical dry forest, 12. Tropical semideciduous forest, 13. Medium tropical semideciduous forest, 14. Cropland, 15. Pastureland. b) NDVI annual mean values for Oaxaca, considering all vegetation types for the period. 1997-2003

In this study the 1997-2003 period could be considered as representative of extreme climate variability for tropical ecosystems, since it includes the ENSO events of 1997 and 1998, and years with extreme positive precipitation anomalies such as those of 2002 and 2003. In fact, comparison between 10-day precipitation anomaly and NDVI for the main vegetation types showed differential responses between years (Figure 5). For low NDVI values, as occurred in 2001, more negative anomalies were observed for pine and tropical evergreen forests, but not for tropical dry forests, desert scrubs, pastureland and cropland. On the other hand, a high NDVI value of NDVI for all vegetation types corresponded a positive anomaly and viceversa for the 1997-2001 period (Figure 5). Intra-annual variations indicated that tropical dry forests and desert scrubs responded more rapidly to extreme precipitation events, while temperate forests responded more to interannual anomalies (Figure 5). These results lead us to believe that Oaxaca's temperate forests are good indicators of regional decadal climate variability due to their higher sensitivity to interannual cycles. In contrast, tropical dry forests are good indicators of interannual climate variability. Deciduous ecosystems with the greatest temporal variation in precipitation have a greater buffering capacity (Paruelo et al. 2001), for which reason they serve as good indicators of climate variability.

Onset and length of greening period

Intra-annual NDVI variation allowed us to identify the length of the greening period for the studied vegetation types (Table 1). In general, the onset and length of the greenness season for the six vegetation types varied from a year to the next one (i.e., the longest greening period occurred in 1997, while the shortest ones were in 1998, 2000 and 2002) (Table 1). The onset of the greening period has the greatest interannual variation in desert scrubs, thus in 1997 that

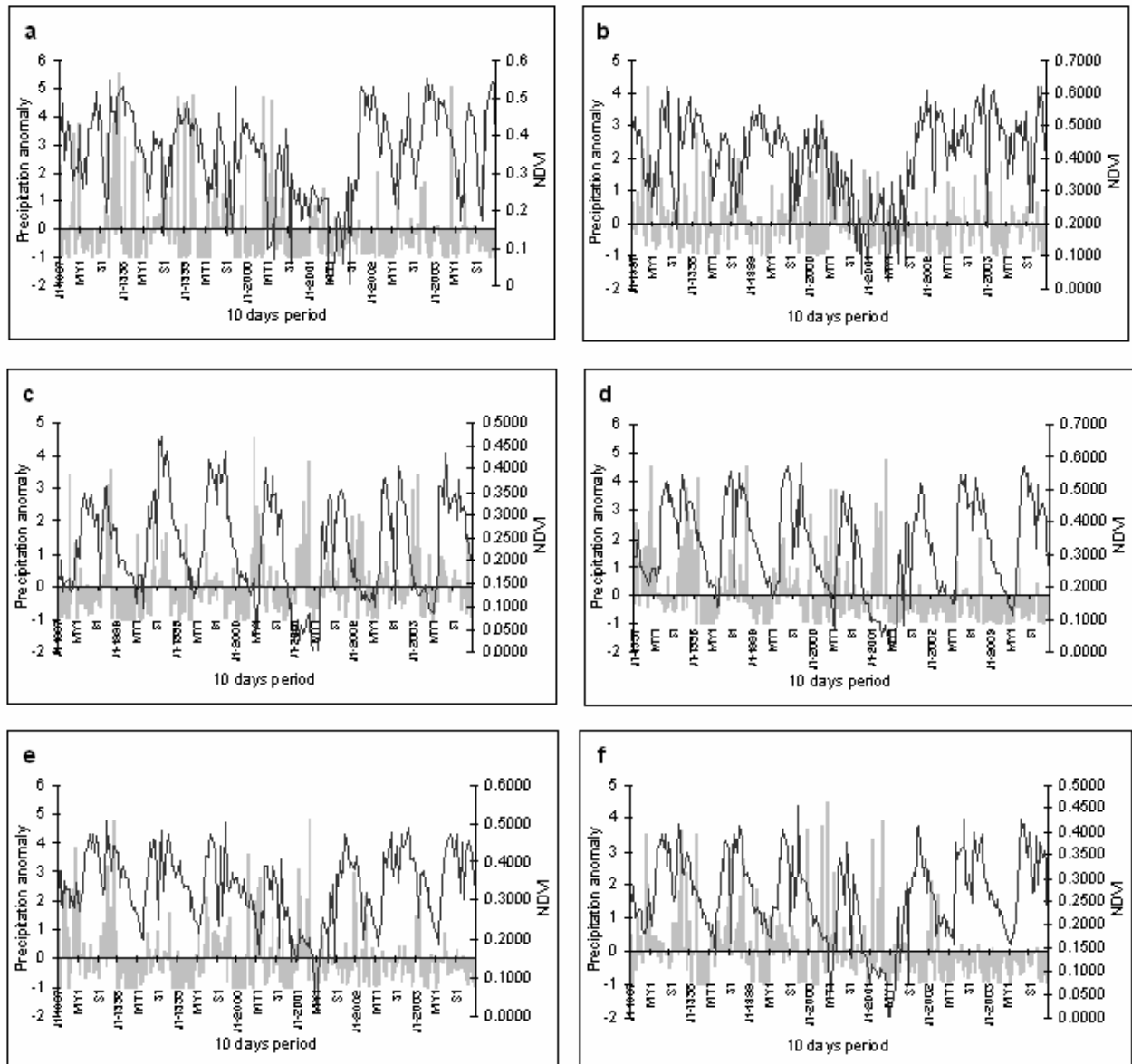


Fig. 5. NDVI and precipitation anomalies for main vegetation types in Oaxaca, Mexico: pine-oak forest (a), tropical evergreen forest (b), Desert scrubs (c), tropical dry forest (d), cropland (e) and pastureland (f) for 10-day periods (1997 to 2003).

Table 1. Onset and Ending of Growth Period for the Main Oaxaca’s Vegetation Types According to White’s Method (White Et Al. 2002)

Year	Vegetation type/10-days period	MY3	JN1	JN2	JN3	JL1	JL2	JL3	AG1	AG2	AG3	S1	S2	S3	O1	O2	O3	N1	N2	N3	D1	D2	D3
1997	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
1998	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
1999	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
2000	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
2001	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
2002	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						
2003	Pine-oak forest																						
	Desert scrubs																						
	Tall and medium tropical evergreen forest																						
	Tropical dry forest																						
	Rain feed cropland																						
	Pastureland																						

season began in May, and in 1998 started in July; whereas in 2000 and 2001 began in June (Table 1). For the years 1997, 1998 and 1999 tropical dry forests began their greening period in July whereas in 2000 and 2003 that period began in June. Likewise tropical evergreen and temperate forests began their greening period in July of 1998, 1999, and 2003, and in June for 1997, 2000, 2001, and 2002 (Table 1). In Oaxaca, greening periods also varied between evergreen and deciduous systems due to differences in phenological mechanisms for optimizing water use (Paruelo and Lauenroth 1995; Paruelo and Lauenroth 1998), and in phenological patterns resulting from the composition of vegetation communities (Roy 2001).

Deciduous systems such as desert scrub, induced pastureland, and tropical dry forests were most sensitive to the onset of the rainy season. However, in tropical dry forests the longest greening period occurred in 1997 (170 days) compared to 2002 (100 days) (Table 1); but croplands (rain feed) had the longest greening period in 1997 (160 days), and the shortest one in 2000 (90 days) (Table 1). Low productivity ecosystems are associated to lower precipitation amounts and end their greening period earlier than wetter and more productive systems (Paruelo et al. 2001). Precipitation has a positive influence upon NDVIs in desert and semidesert ecosystems because water is the major limiting factor (Al-Bakri and Suleiman 2004). Therefore, these ecosystems have greater buffering capacity against climate fluctuations (Chen et al 2001; Jobbágy et al. 2002). Desert scrubs and induced pasturelands lengthen their greening periods in dry years due to a better efficiency in water use. According to Paruelo and Lauenroth (1998), induced pasturelands differ from year to year in terms of the timing of production and senescence and, although there is great variation in precipitation, ecosystem functioning exhibits a low degree of variability. In contrast, temperate and tropical rain forests in Oaxaca have the most greenness and have less NDVI variability (Table 1), by this reason they exhibit a lower buffering capacity against climate variations (Paruelo and Lauenroth 1998). Nevertheless, if variations in

precipitation occur during the dormancy period, the effects in vegetation are less dangerous than if they occur during the active greening period (Kramer et al. 2000). For example, Therrell et al. (2002) determined that conifer species typical of southern Mexico are sensitive to rainfall deficit between April and June, i.e., these plants grow in the dry period and early rainy season. Temperate and tropical rain forests (evergreen systems) are characterized by a greening period from June to September either in wet or dry years. Temperate forests diminish their physiological activity to only a few months at the beginning of the year, since large amounts of precipitation reduce solar radiation in the humid season. Similarly, Shilong et al. (2004) indicated, the primary productivity of forests in China is attributed to increases in NDVIs in April and May, as we found in our investigation.

Our study indicates that the vegetation in Oaxaca is also sensitive to changes in dates of the onset and end of the rainy season. However, there is not evidence that years with long greening periods precede years in which the onset of the greening period is very early (Jobbágy et al. 2002). In 1998, there was an extreme delay in the onset of the rainy season, but once it had started, it lasted until November; however, the following year the greening period did not begin earlier (Figure 5). This suggests that NDVI is only related to annual precipitation cycles and not to interannual ones (Paruelo and Lauenroth 1998). Variations in interannual greenness and timing of the NDVI delay for each vegetation type indicate its sensitivity to precipitation events occurring throughout each year. Therefore, we suggest exploring with more detail the effect of two or more consecutive dry years on the phenology and soil water availability (Potter et al. 1999, Kramer et al 2000).

Annual precipitation cycles-NDVI

Spectral density analysis revealed that precipitation in Oaxaca occurs in intra-annual cycles in four categories, and that vegetation response is measured in terms of the greening delay

with respect to precipitation events (Table 2). In category 2 cycles, NDVI delays regarding precipitation were differential for pine-oak forests, tropical evergreen forests, tropical dry forests, desert scrubs, and rainfed cropland (Table 2). In contrast, tropical dry forests, desert scrubs, and cropland did not exhibit the category 4 cycles (Table 2). Al-Bakri and Suleiman (2004) suggested that intra-annual analyses of precipitation and its correlation with NDVIs are as important as at annual bases. In our study, spectral analyses enabled us to typify this variability. In years with positive precipitation anomalies, category 3 and 4 cycles predominated (shorter cycles); but in years with negative precipitation anomalies, category 2 cycles were prevalent (longer cycles).

Spectral density analysis indicated that tropical dry forests evidenced a 50-day delay in 1997 and 80-day delay in 2001 in category 1 cycle (Table 3). In 1997, we identified fewer and shorter cycles, whereas for 2001 we found more numerous and longer ones. Spectral analyses of 1997 and 2001 (Table 3) showed a low square coherence (0.6-0.7) for all periods in 1997, and a higher significance in 2001 (> 0.8). This suggests that in 1997, which was a wet year (positive precipitation anomaly) vegetation responded to the dry and wet six-month cycles of the year, and to the midsummer drought. Nevertheless, a dry year (2001, negative precipitation anomaly at the beginning of the year, and equal to zero in the wet half of the year) vegetation responded to any rainy event. NDVI values for 1997 and 1998 were higher as compared to 2000 and 2001. This was probably attributed to positive or near-normal precipitation anomalies during 1997 and 1998 (+1.4 and -0.05, respectively), whereas in 2000 and 2001 negative anomalies were presented (-0.8 and -0.2, respectively).

In Oaxaca, annual NDVI could be associated to precipitation anomalies. Spectral analysis suggests a major vegetation sensibility to shorter interannual precipitation cycles like category 3

Table 2. Precipitation-NDVI Spectral Analysis by Vegetation Types in Oaxaca, Mexico (1997-2003)

Vegetation type	Category (cycles)	Period (days)	Delay (days)	Square coherency
Pine-oak forest	2	120	40	0.9452
	3	90	30	0.6766
	4	64.6	20	0.5842
Tall and medium tropical evergreen forest	2	120	40	0.9175
	3	84	20	0.2773
	4	36.5	10	0.8669
Tropical dry forest	2	120	30	0.9279
	3	90	20	0.8682
Desert scrubs	2	120	30	0.6776
	3	90	20	0.5731
Pastureland	2	180	-40	0.7020
	3	90	20	0.7663
	4	46	20	0.7444
Cropland	2	120	40	0.9320
	3	90	20	0.4394

Table 3. Precipitation-NDVI spectral density analysis for each vegetation types in Oaxaca, Mexico for a wet (1997) and dry (2001) years

Vegetation type	1997		2001	
	Period in days (category)	Delay (days)	Period in days (category)	Delay (days)
Pine-oak forest	70 (3)	20	200 (1)	80
			120 (2)	50
			50 (4)	10
Tall and medium tropical evergreen forest	70 (3)	10	50 (4)	15
			20 (4)	8
Tropical dry forest	40 (4)	20	180 (2)	30
			50 (4)	10
			40(4)	10
Rain feed croplands	70 (3)	18	360(1)	130
	40 (4)	19	120(2)	30
			72(3)	7
			60(4)	6

and 4. In a wet year (1997) precipitation cycles were shorter and vegetation has a high NDVI value. In contrast, in a dry year (2001) precipitation cycles are longer and it seems that vegetation made use of each rainy event almost immediately. This temporal variation is similar to that reported by Cao et al. (2004) who reported for Central America that in 2000 and 2001, primary productivity measured by NDVI was lower because of precipitation variations.

In our results there is no evidence of a relationship between precipitation anomalies in the State of Oaxaca and the presence or intensity of the ENSO phenomena at the yearly basis, since variation in annual NDVI did not show correlation with annual SST anomalies. The 1997-1998 El Niño phenomena caused a decrease in precipitation at national scale in Mexico, but in the historical precipitation series (1956-2003) El Niño events did not show a strong correlation with annual rainfall anomalies in Oaxaca. Similarly, for La Niña events there was no correlation between SST anomalies and the positive precipitation anomaly for each year. These findings do not support the hypothesis that, positive SST anomalies (El Niño) lead to lower precipitation in Mexico, while negative SST anomalies (La Niña) cause higher precipitation vis-à-vis normal values (Cao et al. 2004; Neri 2004). Thus, although precipitation in southern in Mexico at the annual level is related to cold or warm phases of ENSO, it is important to consider the season in which those phases occur. That is why ENSO effects in Mexico are very different when winter and summer are compared (Magaña et al. 2003). Our explanation for the longer greening period observed in 1997 in spite of been of been an El Niño year, is that this phenomena was no present during the rainy season. El Niño condition continued at the beginning of 1998, the precipitation season was late, but was longer as usual. This suggests also that in Oaxaca, factors controlling rainfall are of a different origin, and possibly the heterogeneity of physical and biological factors such as topography and thermal variations also play an important role on determining amount and distribution of rainfall and modulating the impact of circulation patterns such as ENSO.

Conclusions

The trend and magnitude of the NDVI values for the studied vegetation types are correlated with the spatial and temporal variability of precipitation in Oaxaca. Nevertheless, we observed intra-annual changes in delays in the time of vegetation response to the onset and distribution of precipitation, which had a direct relation to the onset and length of the greening period. However, it is necessary to complement these results with field observations of the phenological phases and their correlation to precipitation events. The use of spectral analyses allowed us to identify, through vegetation response time, its sensitivity to intra-annual precipitation patterns. Our results suggest that temperate forests may be considered as indicators of interannual climate variability in the region, whereas tropical dry forests, desert scrubs, and induced pasturelands are more sensible to intra-annual climate variability.

Acknowledgements. This study was supported by the DGAPA-PAPIIT grant (IN-208902-3), and is part of the doctoral research of the first author. CONACYT and DGEP-UNAM provided financial support. Authors are grateful to René Ramos for his technical support, to Miguel Cortéz†, Javier Espinosa-Cruickshank and Adelina Albanil, for sharing climate data; and to Laura Arriaga for her critical comments that improve a previous draft.

References

- Al-Bakri JT, Suleiman AS (2004) NDVI response to rainfall in different ecological zones in Jordan. *International Journal of Remote Sensing* 19:3897-3912.
- Blackman, RB, Turkey WF (1958) *The measurement of power spectra*. New York United States: Dover Publications Inc.
- Bonan G (2002) *Ecological climatology: Concepts and applications*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Bordi I, Fraedrich K, Jiang JM, Sutera A (2004) Spatio-temporal variability of dry and wet periods in eastern China. *Theoretical and Applied Climatology* 79:81-91.
- Brown BG, Katz RW (1991) Use of statistical methods in the search for teleconnections: past, present, and future. In: Glanz, M., Katz, R., and Nicholls, N. (eds.), *Teleconnections linking worldwide climate anomalies: Scientific basis and societal impact*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp 371-400.
- Cao M, Prince SD, Small J, Goetz SJ (2004) Remotely sensed interannual variations and trends in terrestrial net primary productivity 1981-2000. *Ecosystems* 7:233-242.
- Cavazos T, Hastenrath S (1990) Convection and rainfall over Mexico and their modulation by the southern oscillation. *International Journal of Climatology* 10: 377-386.
- Centeno-García E (2004). Configuración geológica del estado. In: García, A.J., Ordóñez, M.J., and Briones, M. (coords.), *Biodiversidad de Oaxaca*. México D.F, Mexico: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, and World Wildlife Fund, pp 29-42.
- Chen X; Xu C, Tan Z (2001) An analysis of relationship among plant community phenology and seasonal metrics of normalized difference vegetation index in northern part of the monsoon region of China. *International Journal of Biometeorology* 45:170-177.

- Churkina G, Running SW (1998) Contrasting climatic controls on the estimated productivity of global terrestrial biomes. *Ecosystems* 1:206-215.
- Ciais P, Friedlingstein P, Friend A, Schimel DS (2001) Integrating global models of terrestrial primary productivity. In: Roy, J., Saugier, B., and Mooney, H.A. (eds.). *Terrestrial global productivity*. San Diego, US: Academic Press, pp. 449-478.
- Climate Prediction Center (2003).
<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/enso.shtml>
- Cramer W, Olson RJ, Prince SD, Scurlock JMO (2001) Determining present patterns of global productivity. In: Roy, J., Saugier, B., and Mooney, H.A. (eds.), *Terrestrial global productivity*. San Diego, US: Academic Press, pp 429-448.
- Cuevas-Fernández ML (2004) Patrones regionales de productividad primaria neta en el Estado de Oaxaca: El uso de la percepción remota en los análisis espaciales. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Mexico D.F, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dilley M (1996) Synoptic control on precipitation in the Valley of Oaxaca, México. *International Journal of Climatology* 16:1019-1031.
- Dilley M (1997) Climatic factors affecting annual maize yields in the Valley of Oaxaca, Mexico. *International Journal of Climatology* 17:1549-1557.
- García E (1998). *Precipitación total anual. Mapa escala 1:1 000 000*. Mexico, D.F, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.

- Ghil M, Yiou P (1996) Spectral methods: What they can and cannot do for climatic time series. In: Anderson, D.L.T. and Willebrand, J. (eds.), Decadal climate variability: Dynamics and predictability. Berlin Germany: Springer, pp 445-482.
- Gordon HR, Brown JW, Evans RH (1988) Exact Raleigh scattering calculation for use with the Nimbus 7 coastal zone color scanner. *Applied Optics* 27:2111-2122.
- Higgins RW, Yao Y, Wang XL (1997) Influence of the North American monsoon system on the U.S. summer precipitation regime. *Journal of Climate* 10:2600-2622.
- Hill MJ, Donald GE (2003) Estimating spatio-temporal patterns of agricultural productivity in fragmented landscapes using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment* 84:367-384.
- Holben B (1986) Characteristics of maximum value composite image for temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* 7:1417-1434.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2002). Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de Suelo y Vegetación. Serie II. Escala 1:250 000. México,D.F., Mexico:Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- International Research Institute for Climate Prediction (2005) <http://iri.columbia.edu>
- Jackson RB, Lechowicz MJ, Li X, Mooney HA (2001) Phenology, growth, and allocation in global terrestrial productivity. In: Roy, J., Saugier, B., and Mooney, H.A. (eds.), Terrestrial global productivity. San Diego, US: Academic Press, 61-82.
- Jobbágy EG, Sala OE, Paruelo JM (2002) Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology* 83:307-319.
- Justice CO, Holben BN, Gwynne MO (1986) Monitoring East African vegetation usng AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1453-1474.

- Kramer K, Leinonen I, Loustau D (2000) The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forest ecosystems: an overview. *International Journal of Biometeorology* 44:67-75.
- Magaña V, Amador JA, Medina S (1999) The midsummer drought over Mexico and Central America. *Journal of Climate* 12:1577-1588.
- Magaña V, Vázquez JL, Pérez JL, Pérez J (2003) Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional* 3:313-330.
- Maxwell SK, Hoffer RM, Chapman PL (2002) AVHRR channel selection for land cover classification. *International Journal of Remote Sensing* 23:5061-5073.
- National Center of Environmental Programme – National Oceanic and Atmosphere Administration (NCEP-NOAA) (1994) <http://ingrid.Ideo.columbia.edu/SOURCES>.
- Neri C (2004) Evaluación del riesgo en el sector agrícola por la variabilidad climática. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Mexico, D.F. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Nicholson SE (1989) African drought: Characteristics, causal theories, and global teleconnections. *Geophysics Monographs* 52:79-100.
- Nicholson SE, Tucker CJ, Ba MB (1998) Desertification, drought, and surface vegetation: An example from the West African Sahel. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 79:815-829.
- Nightingale JM, Phinn SR (2003) Assesment of relationship between precipitation and satellite derived by vegetation condition within South Australia. *Australian Geographycal Studies*. 2:180-195.
- Ortiz MA, Hernández JR, Figueroa JM (2004) Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. In: García, A.J., Ordóñez, M., and Briones, M. (coords.), *Biodiversidad de Oaxaca*.

- Mexico, D.F., México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, and World Wildlife Fund, pp 43-54.
- Paruelo JM, Jobbágy EG, Sala OE (2001) Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo JM, Lauenroth WK (1995) Regional patterns of normalized difference vegetation index in North American shrublands and grasslands. *Ecology* 76:1888-1898.
- Paruelo JM, Lauenroth WK (1998) Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography*. 25:721-733.
- Poveda G, Salazar LF (2004) Annual and interannual (ENSO) variability of spatial scaling properties of a vegetation index (NDVI) in Amazonia. *Remote Sensing of Environment* 93:391-401.
- Potter CS, Klooster S, Brooks V (1999) Interannual variability in terrestrial net primary production: exploration of trends and controls on regional to global scales. *Ecosystems* 2: 36-48.
- Prasad VK, Anuradha E, Badinath KVS (2005) Climatic controls of vegetation vigor in four contrasting forest types of India-evaluating from National Oceanic and Atmospheric Administration's Advanced Very High Resolution Radiometer datasets (1990-2000). *International Journal of Biometeorology* 50:6-16.
- Roy J (2001) How does biodiversity control primary productivity? In: Roy J., Saugier, B., and Mooney, H.A. (eds.). *Terrestrial global productivity*, pp. 169-186. Academic Press, San Diego, US.
- Ruimy A, Saugier B, Dedieu G (1994) Methodology for estimation of terrestrial net primary production for remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research* 99:5263-5283.

- Rundquist, B.C., Harrington, J.A., Goodin, D.G. (2000). Mesoscale satellite bioclimatology. *Professional Geographer* 52:331-344.
- Salinas-Zavala CA, Douglas AV, Díaz HF (2002) Interannual variability of NDVI in northwest Mexico. Associated climatic mechanisms and ecological implications. *Remote Sensing of Environment* 82:417-430.
- Shilong P, Jingyun F, Wei J, Qinghua G, Jinhua K, Shu T (2004) Variation in a satellite-based vegetation index in relation to climate in China. *Journal of Vegetation Science* 15:219-226.
- Swetnam TW, Betancourt JL (1998) Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. *Journal of Climatology* 11:3128-3147.
- Therrell MD, Stahle DW, Cleaveland MK, Villanueva-Díaz J (2002) Warm season tree growth and precipitation over Mexico. *Journal of Geophysical Research* 107: 10292001JD000851.
- Tosic I, Unkasevic M (2005) Analysis of precipitation series for Belgrade. *Theoretical and Applied Climatology* 80:67-77.
- Trejo I (2004) Clima. In: García, A.J., Ordóñez, M.J., and Briones, M. (coords.), *Biodiversidad de Oaxaca*. México,D.F., México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, and World Wildlife Fund. Mexico, pp 67-85.
- Trenberth KE (1997) The definition of El Niño. *Bulletin of American Meteorological Society* 78:2771-2777.
- Tucker CJ, Vanpraet CL, Sharman MJ, Van Ittersum G (1985) Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. *Remote Sensing of Environment* 17:233-249.

- Villers L, Trejo I (1998) El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23:10-19.
- Von Storch H, Zwiers FW (1999) *Statistical analysis in climate research*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- White MA, Nemani RR, Thornton PE, Running SW (2002) Satellite evidence of phenological differences between urbanized and rural areas of the eastern United States deciduous broadleaf forest. *Ecosystems* 5:260-273.
- Wilks DS (1995) *Statistical methods in the atmospheric sciences: An introduction*. San Diego, US: Academic Press.
- Yu F, Price K, Ellis J, Shi P (2003) Response of seasonal vegetation development to climatic variations in eastern central Asia. *Remote Sensing of Environmental* 87:42-54.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Capítulo 2

Efectos de la variabilidad y umbrales climáticos en el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) de largo plazo de la Sierra Norte de Oaxaca

EFFECTOS DE LA VARIABILIDAD Y UMBRALES CLIMÁTICOS EN EL ÍNDICE NORMALIZADO DE VEGETACIÓN (NDVI) DE LARGO PLAZO DE LA SIERRA NORTE DE OAXACA

1. INTRODUCCIÓN

Diversos estudios sobre la variabilidad climática interdecadal de mesoescala han aportado herramientas para la comprensión de la fenología de los ecosistemas en función de la variación temporal del verdor de la vegetación (Nicholson et al. 1998; Stow et al. 2003). De hecho, el reconocimiento de las relaciones entre los patrones regionales del clima con eventos climático de gran escala (conocidas como teleconexiones) tales como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), la Oscilación Decadal del Pacífico (ODP) y las variaciones del Océano Índico, han contribuido a un mejor entendimiento de las diferencias interanuales de la fenología de los ecosistemas en el corto y largo plazo, y recientemente se han integrado al conocimiento ecológico (McCreary et al. 1993; Nicholson 1997; Tourre y White 1997; Goddard y Graham 1999; Klein et al. 1999; Reason et al. 2000; Mason y Goddard 2000; Gobbard et al. 2005). No obstante que, se sabe que el ENSO condiciona más del 40% la variación de la precipitación en el centro y sur de México (Magaña et al. 2003), poco se conoce acerca del efecto que el ENSO (tanto en su fase cálida conocida como El Niño, como en su fase fría conocida como La Niña), tiene en los ecosistemas terrestres de nuestro país. Por ello, es necesario analizar las consecuencias que el ENSO puede tener en la variabilidad del verdor o salud de la vegetación a escalas regionales en México.

El desarrollo de la percepción remota ha permitido obtener el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI, por sus siglas en inglés), basado en la relación entre la respuesta de la vegetación en el canal visible y la respuesta en el infrarrojo cercano. Donde: $NDVI = \frac{\text{infrarrojo cercano} - \text{rojo}}{\text{infrarrojo cercano} + \text{rojo}}$ (Tucker et al. 2001). Este valor se

obtiene de las imágenes AVHRR y se puede calcular para imágenes de 1980 a la fecha, permite caracterizar las tendencias del NDVI a escala mundial y regional, así como evaluar su relación con eventos climatológicos extremos de gran escala (Cao et al. 2004). La cobertura temporal del NDVI es significativa desde el punto de vista climatológico, debido a que desde 1980 a la fecha están comprendidos los eventos más extremos de ENSO de 1988 y 1998 (Magaña et al. 2003). Por otro lado, las fluctuaciones de los NDVI's de largo periodo han sido señaladas como posibles indicadores del grado de tolerancia de los ecosistemas a eventos extremos, variaciones naturales del clima y eventualmente a un cambio en el clima futuro (Malo y Nicholson 1990; Nicholson y Ferrar 1994; Kramer et al. 2000; Juárez y Liu 2001; Wang et al. 2003). Por ejemplo, en Alaska se encontró una tendencia al aumento del NDVI de 1989 a 1999 (Stow et al. 2003), en Centroamérica para 1990-2000 (Cao et al. 2004); mientras que para el sureste de los Estados Unidos se estableció una relación entre el aumento de los NDVI y la presencia de El Niño entre 1989 y 1999 (Peters et al. 2003). Diversas metodologías han sido utilizadas para estos fines; desde métodos como regresiones estadísticas (Prasad et al. 2005), la elaboración de índices entre precipitación y NDVI y los métodos gráficos (White et al. 1997).

Otros estudios han comprobado que la relación temporal entre la respuesta de la vegetación (medida mediante el NDVI), la temperatura y la precipitación no es directa, debido a que existe un retraso (*time lag*) del NDVI con respecto a dichas variables (Lieth y Whittaker 1974; Justice et al. 1986; Chen et al. 2001; Ichii et al. 2002; Potter et al. 2005; Jolly y Runnig 2004; Prasad et al. 2005). Por ejemplo, en latitudes medias, las anomalías de la temperatura presentan su efecto en el NDVI un año después y en regiones tropicales dos años después (Potter et al. 1999; Stow et al. 2003; Peters et al. 2003). No obstante que a la

luz de los estudios de cambio climático es necesario identificar la afectación del cambio en los patrones de variación de la temperatura y la precipitación en el comportamiento de la vegetación, los estudios que indican los retrasos del NDVI con respecto a la variación intra-anual o estacional del clima son escasos.

Es bien conocido que los valores y las proporciones del cambio en la temperatura y la precipitación en años extremos bajo el clima actual, no son semejantes a los que se espera bajo escenarios de cambio climático, ya que éstos durarán más y se irán incrementando con el tiempo (IPCC 2001). Sin embargo, los datos de años extremos como los reportados en las últimas dos décadas pueden ser indicadores para escenarios cercanos de 20 o 30 años (Gobbard et al. 2005). La probabilidad de ocurrencia de fenómenos extremos es una técnica utilizada en climatología para pronósticos anuales o decadales, y relaciona la ocurrencia de eventos extremos o la probabilidad de anomalías de un elemento del clima (temperatura, precipitación, humedad, nubosidad, etc.) de una región, en función del seguimiento de sistemas de mesoescala o globales, así como en las evaluaciones de la vulnerabilidad a la variabilidad y cambio climáticos (Gobbard et al. 2005). Aplicando este método a la variación de largo plazo del NDVI es posible conocer la probabilidad de observar valores umbrales (tolerancia) o normales del NDVI en función de los valores acumulados de precipitación y valores promedio de la temperatura (probabilidad condicional). Los valores umbrales pueden ser ubicados en escenarios de cambio climático e identificar el periodo de tiempo en el que se van a sobrepasar.

La Sierra Norte de Oaxaca (SNO) presenta vegetación de selvas altas, selvas medianas, pastizales, matorrales y bosques templados (INEGI 2002). Esta diversidad de comunidades vegetales se debe a su complejidad topográfica y la diversidad de climas

desde subtropicales y húmedos hasta los templados subhúmedos (Vidal 2005). Su ubicación geográfica propicia que la variación estacional de la temperatura y la precipitación esté determinada por eventos meteorológicos como ciclones tropicales, ondas del este en el verano y frentes fríos en el invierno (Vidal 2005). Asimismo, la variabilidad interanual de precipitación de la zona esta influenciada por el fenómeno ENSO (Magaña et al. 2003). A pesar de lo anterior, se desconoce el papel que juega la variación intra e interanual del clima en la dinámica de los ecosistemas de la región. No obstante, se ha reconocido que el grado de verdor de la vegetación, ya sea durante periodos de sequías o lluvias intensas, puede ser un indicador de su resistencia y resiliencia a condiciones de cambio climático (Potter et al. 1999; Cao et al. 2004; Stow et al. 2003; Peters et al. 2003). Sin embargo, no existe información sobre el umbral de tolerancia de los ecosistemas de esta región ante años de eventos climáticos extremos. En el presente estudio, se propone la identificación de los límites de tolerancias de los tipos de vegetación de la zona de estudio basados en la identificación de valores extremos históricos de las anomalías del NDVI, la temperatura y la precipitación. Lo anterior permitirá identificar los valores umbrales de temperatura y precipitación quincenales de los tipos de vegetación más representativos, así como los valores extremos del NDVI. Si se considera al NDVI como una respuesta de la vegetación a la variación anual e interanual del clima (ver capítulo anterior), entonces se espera que la variación del NDVI sea resultado de los cambios en la cantidad y patrones de la precipitación y las temperaturas extremas en el largo plazo. De esta manera, si se conoce la variación y tendencias de la precipitación y temperatura en función de sus anomalías, es posible identificar los periodos secos o húmedos, cálidos o fríos del clima, y su impacto en el verdor de la vegetación a escala regional.

Por todo lo anterior, se hace necesario conocer cuál es el factor climático (temperatura, precipitación o ambos) que determina la fenología de la vegetación a escala regional. Esto permitirá contrastar la dinámica actual de los ecosistemas forestales con la de los escenarios de cambio climático en el futuro a nivel anual y mensual en la Sierra Norte de Oaxaca. Los objetivos del presente capítulo son: a) Determinar cómo la temperatura y precipitación influyen en el retraso de la respuesta intra-anual en el verdor de la vegetación; b) identificar la relación entre el fenómeno ENSO, la precipitación y NDVI; y c) determinar los valores umbrales del clima y su efecto en el NDVI de la vegetación.

2. MÉTODOS

2.1 Sitio de estudio

Las coberturas de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca (SNO) se obtuvieron de la carta digital de Uso de Suelo y Vegetación del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática Serie II a escala 1: 250,000 (INEGI 2002). La SNO presenta 16 tipos de vegetación y uso de suelo, incluyendo vegetación secundaria. Predominan bosque de pino-encino (300 000 ha), selva alta y mediana perennifolia con vegetación secundaria (170 000 ha), bosque mesófilo de montaña con vegetación secundaria (170,000 ha), bosque mesófilo de montaña (160 000 ha), agricultura de temporal (150,000 ha), selva alta y mediana perennifolia (140 000 ha), y bosque de pino y encino con vegetación secundaria (120 000 ha).

2.2 Procesamiento de imágenes

El Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) se obtuvo de 2008 imágenes diarias del sensor Radiómetro Avanzado de muy Alta Resolución (AVHRR-NOAA, por sus siglas en

inglés) a una resolución de 1.1 X 1.1 km de 1997 a 2003. Se procesaron los compuestos para periodos de 10 días mediante el programa ENVI (versión 3.1), para eliminar el ruido atmosférico (Ruimy et al. 1994; Manzo y Meave 2003). Se identificaron regiones de pixeles no limítrofes para cada tipo de vegetación y uso de suelo y se obtuvieron los valores máximos, mínimos, valores medios y desviación estándar del NDVI.

2.3 Datos climatológicos, anomalías y ENSO

Se seleccionaron las estaciones climatológicas con periodos de registro largos (1955-2003) dentro de los rodales de tipos de vegetación (Tabla 1). Los valores de precipitación y temperatura de dichas estaciones se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional, la Dirección General de Aguas Superficiales y del National Center for Environmental Prediction (NCEP-NOAA). Se calcularon las anomalías de cada diez días de precipitación y temperatura para el periodo 1955-2003 y mediante la siguiente ecuación:

$$Z = \frac{X_i - \bar{X}}{\bar{X}} \quad (\text{Wilks 1995}) \quad (1)$$

Donde

Z: Anomalía

X_i : Valor de un periodo de 10 días dado

—

X: Valor medio del periodo de 10 días

Tabla 1 Estaciones climatológicas seleccionadas por tipo de vegetación.

Tipo de vegetación	Estaciones climatológicas representativas (clave SMN)	Nombre de la estación	Latitud (grados)	Longitud (grados)	Altitud msnm	T Media anual (°C)	P Total anual (mm)
Agricultura de temporal	20277	Ixtlán de Juarez	17.33054	-96.48722	2,030	16.6	976.0
Bosque de encino	20158	San Juan Tepeuxila	17.72361	-96.84167	2,100	15.8	965.3
Bosque de encino-pino	20241	San Pedro y San Pablo Ayutla	17.02556	-96.08000	2,020	16.8	1464.8
Bosque de pino	20177	San Ildefonso Villa Alta	17.3375	-96.15139	2,230	20.4	1604.6
Bosque de pino-encino	20241	San Pedro y San Pablo Ayutla	17.02556	-96.08000	2,020	16.8	1464.8
Bosque mesófilo	20145	Villa Talea de Castro	17.36167	-96.24833	1,600	20.7	689.5
Pastizal	20042	Santa María Jacatepec	17.86028	-96.20972	30	24.8	3878.2
Selva alta perennifolia	20174	San Felipe Usila	17.87917	-96.52778	100	24.8	3678.3
Selva baja caducifolia	20289	Guevea de Humboldt	16.79250	-95.37278	605	26.6	972.8
Selva mediana subperennifolia	20174	San Felipe Usila	17.87917	-96.52778	100	24.8	3678.3

De esta forma se obtuvieron para periodos de diez días las anomalías positivas, negativas o dentro de la normal. Para encontrar la relación entre el clima regional y la señal de El Niño, se obtuvieron los valores mensuales de temperatura de la superficie del mar (TSM) para la región El Niño 3.4 comprendida entre 5°N-5°S y 120°-170°W (Trenberth 1997), que es considerada como la de mayor influencia sobre el clima regional del sureste de México (Dilley 1997; Magaña et al. 1999) y se compararon con las anomalías de temperatura y precipitación que se presentaron para cada tipo de vegetación.

2.4 Análisis espectrales

Para identificar el factor climático más importante sobre la variación intra-anual e interanual del verdor de la vegetación se utilizó un análisis espectral. El análisis espectral es una herramienta estadística de series de tiempo y es empleada utilizada para verificar la relación temporal entre eventos climáticos y de la dinámica de los ecosistemas (Brown y Katz 1991; Bordi et al. 2004; Tosic y Unkasevic 2005). De cada estación climatológica representativa de los tipos de vegetación (agricultura de temporal, bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino, bosque de pino-encino, selva alta perennifolia y selva baja caducifolia), se extrajeron los valores totales de 10 días de precipitación, y los promedios de 10 días de temperatura máxima y mínima para el periodo 1997-2003. Cada parámetro climático fue comparado con el NDVI de cada tipo de vegetación (NDVI-precipitación, NDVI-temperatura máxima y NDVI-temperatura mínima) mediante un análisis espectral (Ghil y Yiou 1996; Wilks 1995; Von Storch y Zwiers 1999). Para ello se utilizó un análisis de frecuencias con el procedimiento de medias móviles pesadas de

Hamming (Blackman y Turkey 1958) y los resultados se obtienen en términos de ciclos y periodos. El procesamiento de datos se realizó en el software STATISTICA (1999, versión 5.5) y fueron calculados las frecuencias, el periodo y los retrasos del NDVI con respecto a la precipitación y temperaturas extremas.

2.5 Análisis de probabilidad condicional 1981-2003

2.5.1 NDVI y anomalías climáticas

Para identificar las tendencias de largo periodo de los tipos de vegetación representativos de la zona de estudio, se complementaron los valores del NDVI para el periodo 1981-2003 con resolución espacial de 8 por 8 Km, y con resolución temporal de 15 días (IRI 2005). La variabilidad temporal del verdor de la vegetación puede analizarse a través del las anomalías del NDVI (Rundquist et al. 2000). Dicha anomalía se calculó para cada periodo de 15 días a nivel mensual por cada tipo de vegetación. Para la anomalía del NDVI se aplicó la siguiente ecuación:

$$NDVI' = \frac{NDVI_i - \overline{NDVI}}{\overline{NDVI}} \quad (2)$$

Donde:

NDVI' : Anomalía de NDVI

NDVI_i : Valor de una quincena dada

\overline{NDVI} : Valor promedio de la quincena de todo el periodo

Para identificar la tendencia en la SNO se obtuvieron los datos de la precipitación y temperaturas extremas de una malla de datos diarios a una resolución de 2.5° de latitud por 2.5° de longitud (Malla Versión 1.0; Semarnat-CNA-OMM 2006). Para obtener la

variabilidad de la precipitación y temperatura para el periodo 1981-2003 se calcularon sus anomalías para cada periodo de quince días de acuerdo a la ecuación 1.

2.5.2 Valores umbrales

En el pronóstico climático se utiliza el método de terciles que son los tres rangos o intervalos de los valores de una variable que están definidos para describir los tercios bajo, medio y alto de una distribución climatológicamente esperada (IRI 2005; Gobbard et al. 2005). El uso de los terciles proporciona tanto la dirección del pronóstico de una variable como su incertidumbre. Es decir, indica cuan frecuente es la presencia de valores dentro de un valor normal, por debajo o por encima del mismo. Estos métodos son utilizados en climatología con fenómenos de alta incertidumbre para evaluar su variabilidad. Por lo anterior y considerando las relaciones entre el clima y la vegetación, es recomendable evaluar la variabilidad del clima con el uso de terciles para determinar el efecto sobre la variación del NDVI de los ecosistemas.

Para ubicar los valores climáticos y del NDVI umbrales para cada tipo de vegetación se identificaron inicialmente los rangos de tolerancia climática con base en los datos quincenales de la precipitación, la temperatura y el NDVI para el periodo de 1981 a 2003. Estos rangos fueron calculados mediante una distribución en terciles (IRI 2005; Gobbard et al. 2005). El mismo método fue aplicado para el NDVI. El primer tercil corresponde al rango de precipitación y temperaturas extremas mínimas, el segundo tercil es el rango normal y el tercer tercil es el rango máximo extremo. Así, el límite inferior de cada tercil es el valor umbral mínimo de cada parámetro (temperatura o precipitación) y el límite superior del tercer tercil es el valor umbral máximo de los mismos. Posteriormente, para calcular la probabilidad de ocurrencia de los umbrales se calculó la frecuencia absoluta

y relativa de los eventos en que la precipitación o la temperatura correspondían al primero, segundo o tercer tercil para todos los tipos de vegetación.

Los valores umbrales de NDVI se calcularon con base en la distribución de terciles para los meses con características contrastantes en la precipitación regional: enero, abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre. Enero se caracteriza por ser un mes del periodo seco del año, aunque con importante precipitación asociada a frentes fríos de invierno. Abril es el mes más seco y antecede a la temporada de lluvias, en mayo inicia la temporada de precipitación en la SNO, mientras que de junio a julio se presentan las mayores precipitaciones. En agosto y septiembre se presenta la sequía de medio verano y octubre se caracteriza por el fin de la temporada de lluvias en la zona de estudio. También se calcularon los valores de probabilidad de que se presenten cada uno de los tres rangos de valores de NDVI (primero, segundo o tercer terciles). Se asumió que el primer tercil corresponde a valores por debajo de la normal (umbral inferior), el segundo tercil representa valores normales y el tercer tercil indica valores arriba de lo normal (umbral superior). Desde el punto de vista ecológico, al aumentar la probabilidad de alcanzar valores por debajo de la normal, nos indica que los sistemas se encuentran cerca de su límite de tolerancia inferior, sobre el cual se encuentra su punto de resistencia. En el otro extremo, al aumentar la probabilidad de encontrar valores por arriba de la normal, los sistemas se sitúan cerca de su límite de tolerancia superior. Los valores umbrales fueron evaluados para los 16 tipos de vegetación pero aquí sólo se muestran los más representativos de la Sierra Norte de Oaxaca.

2.5.6 Probabilidad condicional: precipitación-NDVI

Para analizar la relación entre la precipitación y la temperatura en el NDVI, se realizó un análisis de probabilidad condicional (Wilks 1995). La probabilidad condicional es la probabilidad de que un evento E_1 ocurra cuando sabemos que un evento E_2 ocurrió. Es definida también como la intersección del evento de interés E_1 y el evento condicionante E_2 y se denota como sigue:

$$\Pr (E_1/E_2) = \Pr \{E_1 \cap E_2\} / \Pr\{E_2\} \quad (3)$$

Donde;

E_1 : corresponde a eventos de NDVI

E_2 : corresponde a la precipitación acumulada quincenal o a las temperaturas extremas quincenales.

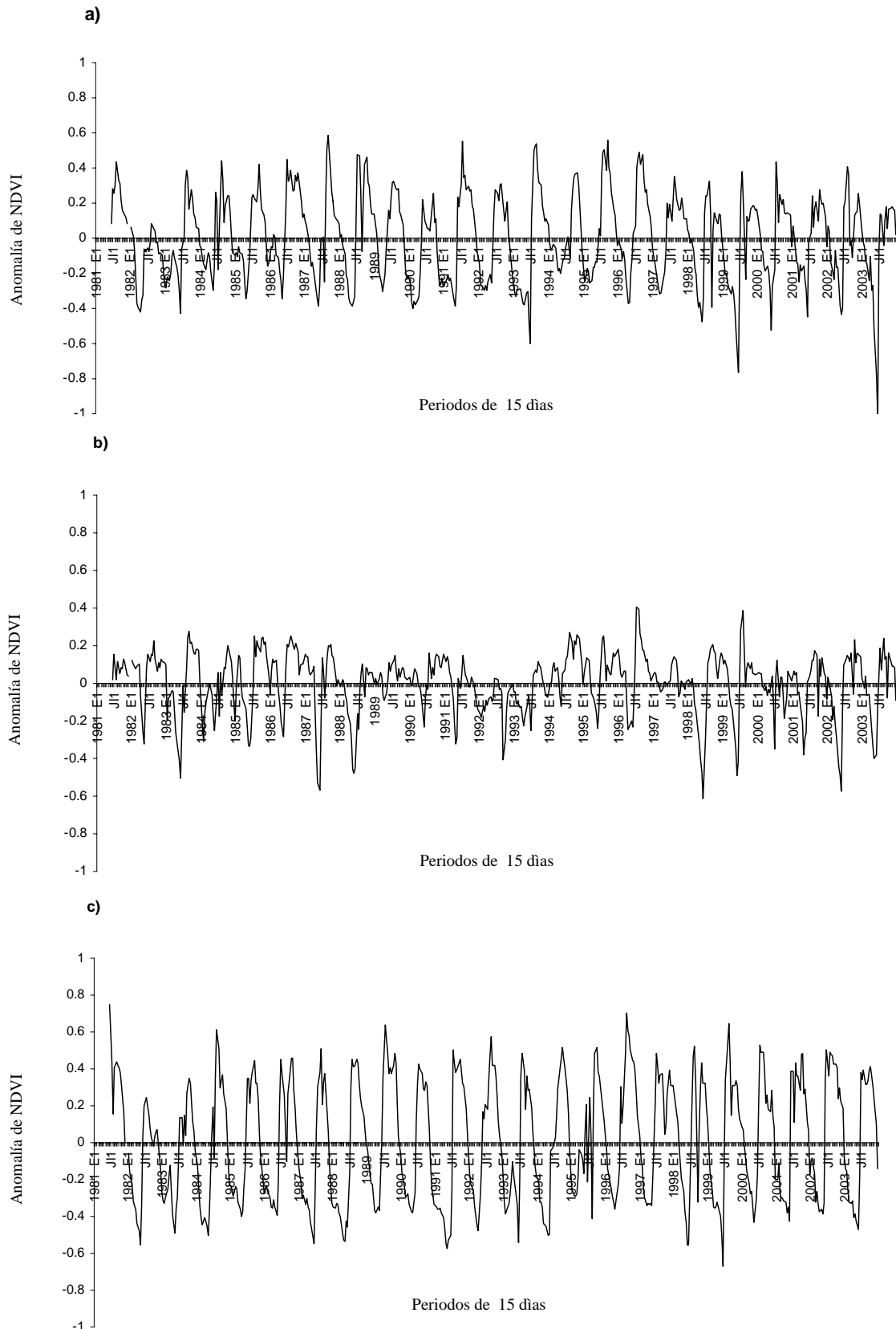
Con base en esta probabilidad condicional se construyó una matriz de probabilidad con los valores porcentuales de frecuencia de cada tercil y de cada tipo de vegetación y se describió la relación entre precipitación/NDVI y entre temperaturas extremas/NDVI. En los renglones se representan las variables climáticas (precipitación o temperatura) y en la columnas los efectos en el NDVI.

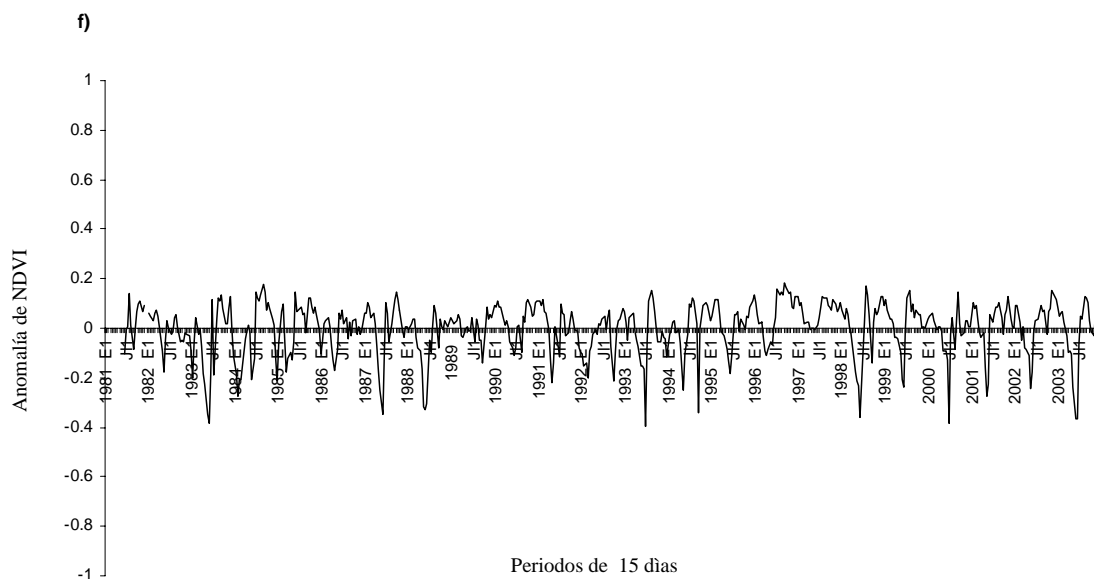
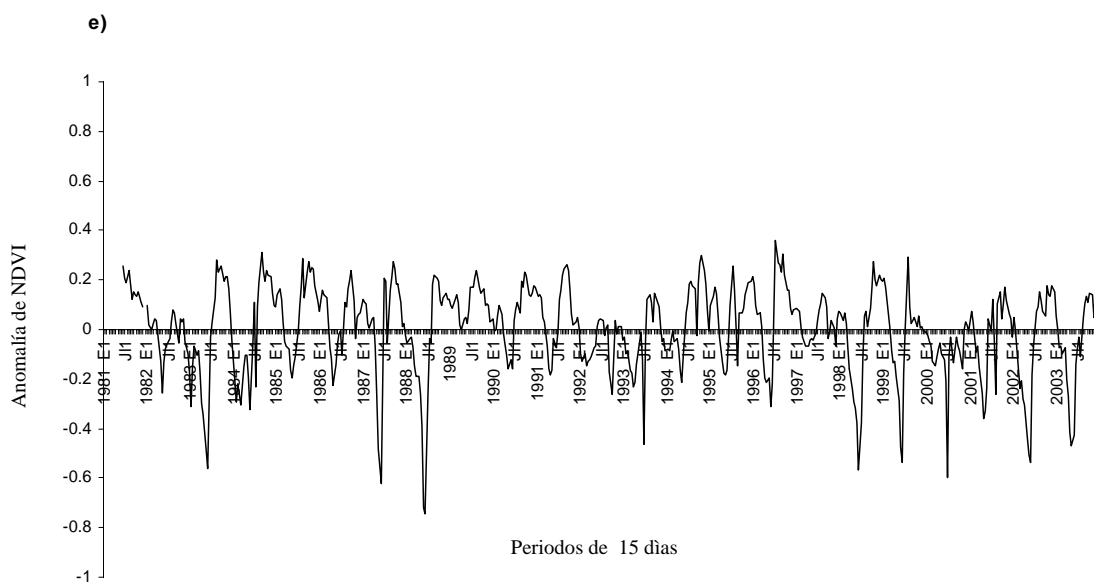
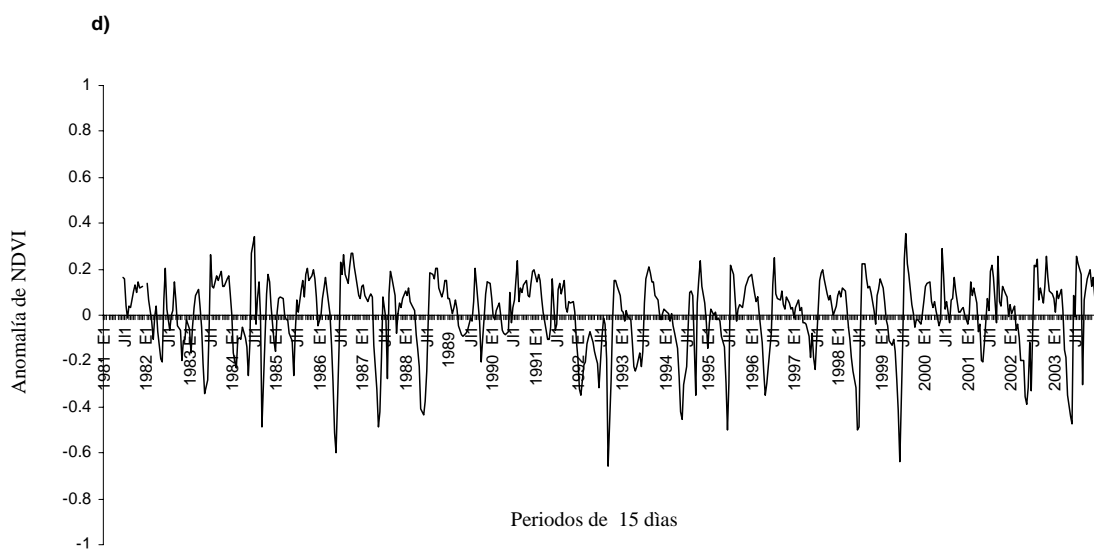
3. RESULTADOS

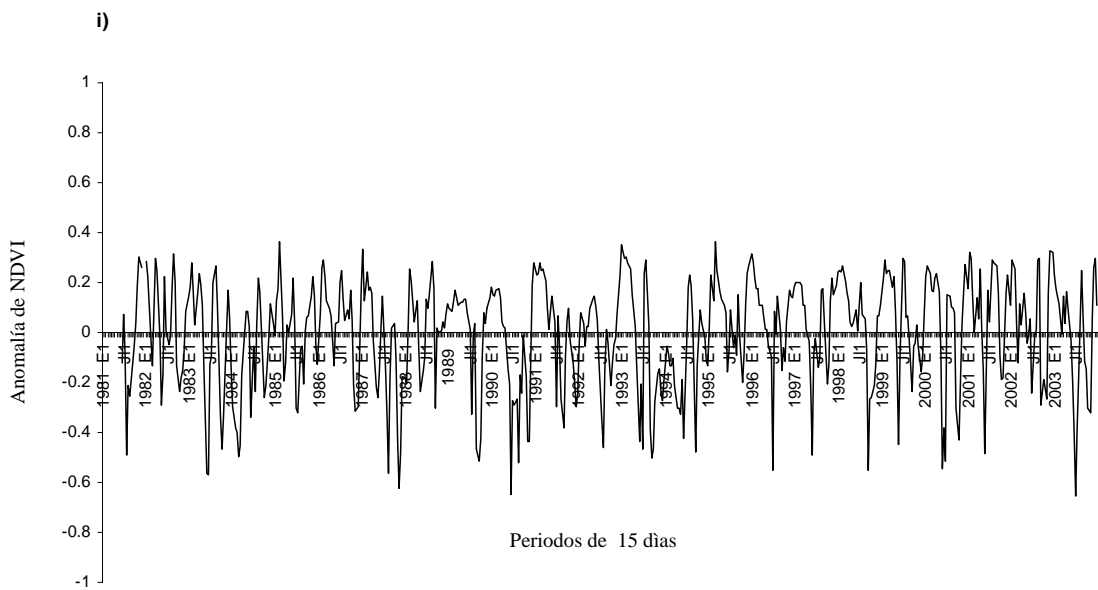
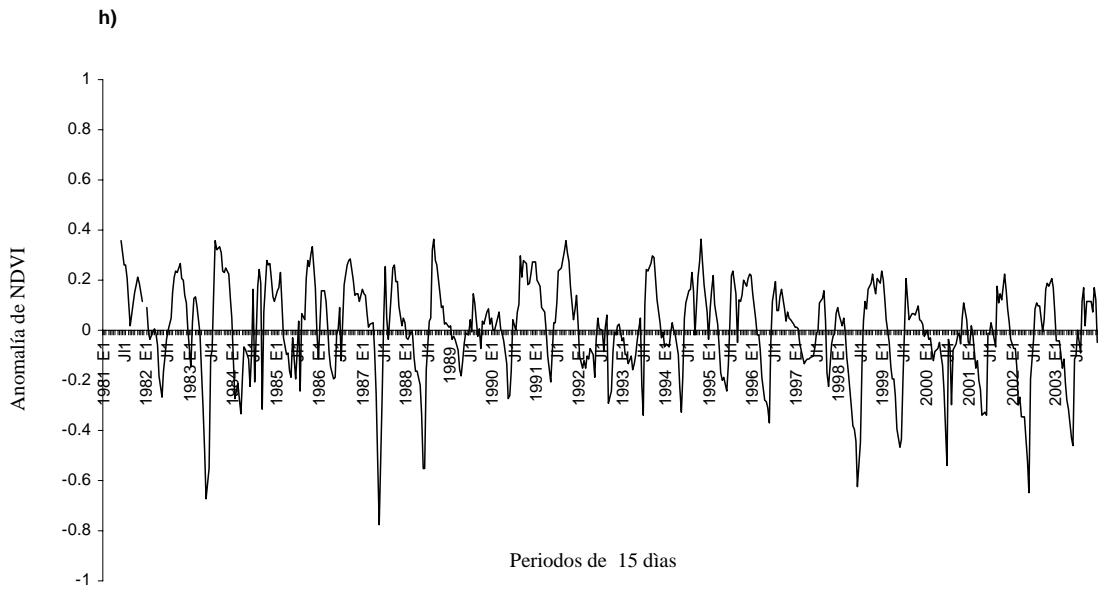
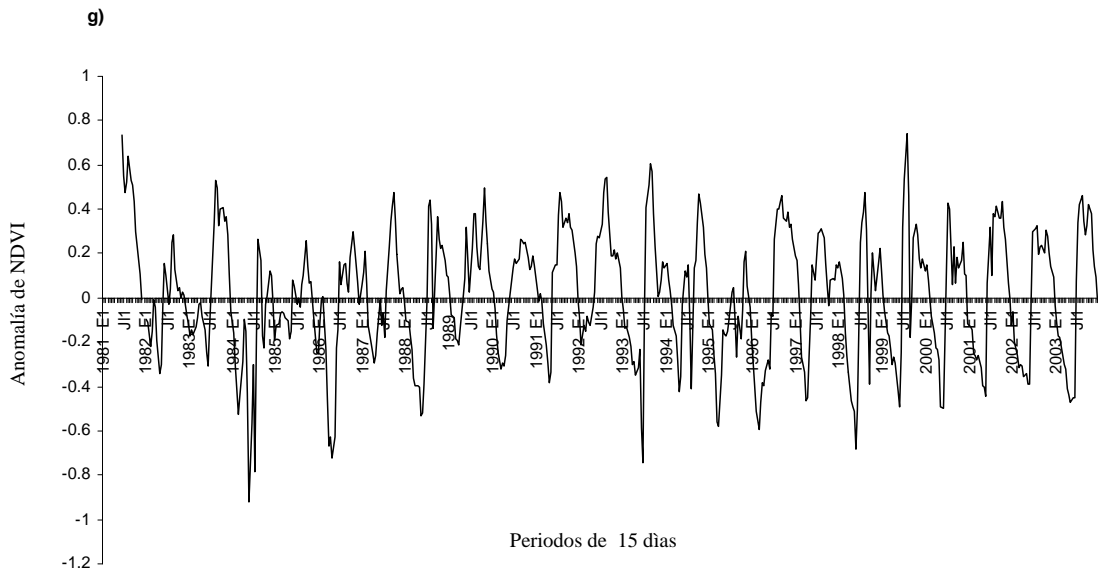
3.1 Variación inter e intranual del NDVI

La oscilación inter e intra-anual de los valores del NDVI se caracterizó en cuatro grupos de acuerdo al tipo de vegetación (Figura 1): 1) zonas de agricultura y pastizales inducidos; 2)

bosque de encino y de encino-pino; 3) bosque de pino, pino-encino y bosque mesófilo de montaña y 4) selvas alta perennifolia, baja caducifolia y mediana subperennifolia. Los







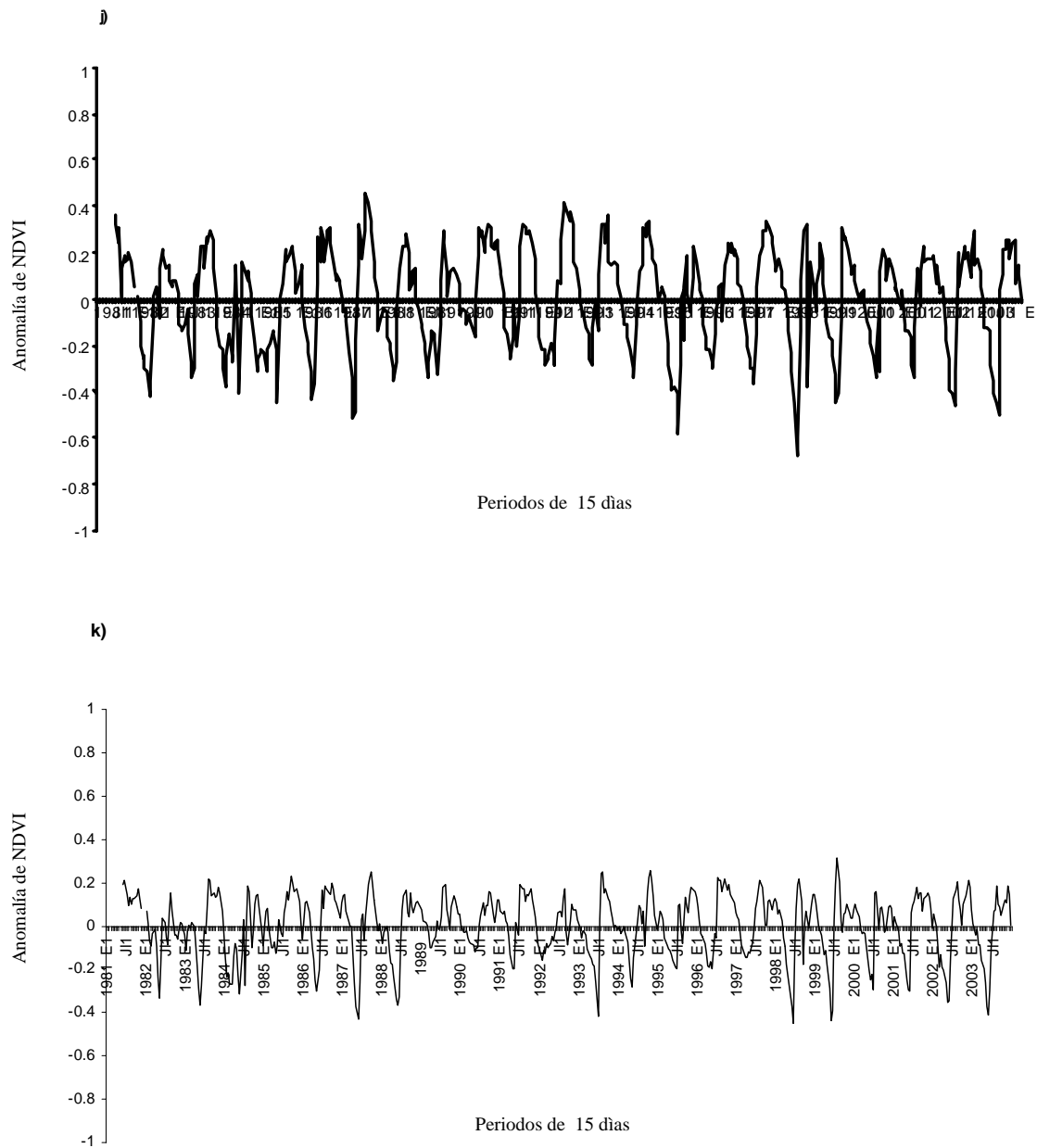


Figura 1. Anomalía de NDVI en periodos de 15 días por tipo de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca; a) agricultura, b) bosque de encino, c) bosque de encino-pino, d) bosque de pino, e) bosque de pino-encino, f) bosque mesófilo de montaña, g) pastizal, h) selva alta perennifolia, i) selva baja caducifolia, j) selva mediana subperennifolia, k) NDVI promedio. En el eje de las abscisas; E1: primera quincena de enero y J1: primera quincena de julio.

mayores valores promedio de NDVI se reportaron para las selvas altas (0.4711) y los más bajos para las selvas bajas caducifolias (0.2111). La menor oscilación interanual de NDVI se observó en zonas con agricultura y bosques de encino, y la mayor oscilación se presentó en bosques de pino y selvas altas perennifolias (Figura 1). Por otra parte, la mayor oscilación intra-anual se reportó en la selva baja caducifolia, el bosque de encino y los bosques de pino y pino-encino (Figura 1).

Los valores mínimos extremos del NDVI para todos los tipos de vegetación se presentaron en 1984, 1987, 1988, 1992, 1993, 1998, 2002 y 2003 (Figura 1), y los valores más altos de NDVI presentaron en 1981, 1987, 1996, 1997 y 1999. Las mayores anomalías del NDVI se presentaron en regiones de bosque de encino-pino y pastizales y, las menores en bosque de encino, bosque de pino y bosque mesófilo de montaña (Figura 1). El NDVI promedio indica tres periodos de comportamiento: de 1981-1988 con valores cercanos a la normal y un predominio de valores negativos en 1982-1985 y 1987-1988. De 1989 a 1996 predominaron años cercanos a la normal; y el periodo de 1998-2003 con anomalías negativas.

La oscilación anual del NDVI presentó una correspondencia con el ciclo anual de la precipitación. La variación intra-anual de la precipitación en la SNO se inicia en mayo, principio de la temporada de lluvias, con precipitaciones mensuales de 40 mm y termina en octubre con un total mensual de 80 mm. La sequía de medio verano se presenta en agosto, con un descenso marcado de la precipitación mensual (20 mm en promedio). Durante los meses de invierno y principios de la primavera existe un importante aporte de humedad del Golfo de México, que se manifiesta en las precipitaciones importantes de noviembre a marzo (Figura 2). El NDVI disminuye drásticamente previo al inicio de la época de lluvias,

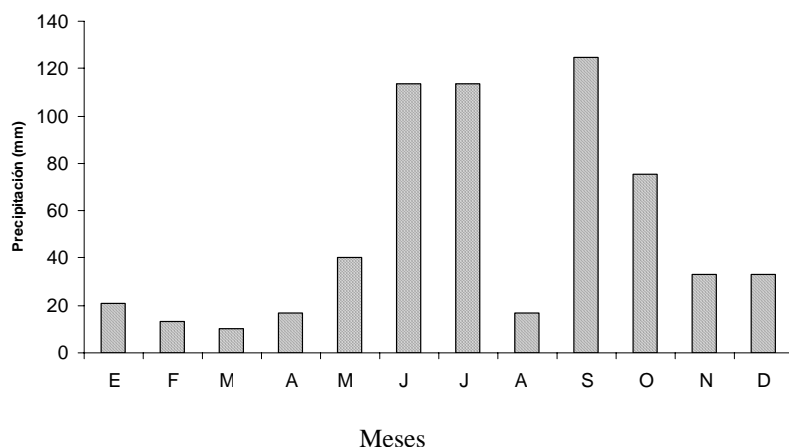


Figura 2. Distribución anual de la precipitación promedio en la Sierra Norte de Oaxaca (1981-2003)

aumenta considerablemente en mayo, disminuye hacia octubre y alcanza su mínimo valor en abril (Figura 1). Dentro del periodo de lluvias, se presenta una disminución considerable del NDVI entre agosto y septiembre. La relación temporal entre el inicio de la época lluviosa y el aumento en los valores del NDVI anuales, indica una correspondencia directa con la producción de hojas y material fotosintético de los tipos de vegetación de la SNO. Los tipos de vegetación caducifolia inician su reverdecimiento anual próximo al inicio de lluvias. Por el contrario, en los tipos de vegetación perennifolia como los bosques de pino y las selvas altas perennifolias se conservan valores de NDVI altos todo el año.

A nivel interanual existe una relación directa entre el grado de verdor de la vegetación (NDVI) y la precipitación en los principales tipos de vegetación de la SNO. Los mayores valores de NDVI en los últimos años se presentaron en 1997 y 2003, años con precipitación normal. Los NDVI más bajos se presentaron en 2001, año con anomalía negativa de precipitación. No obstante que 1998 fue el año de mayor sequía en México

(Magaña et al. 2003), no se reflejó en el NDVI de la SNO. Sin embargo, el efecto del retraso de la época de lluvias en 1988 hasta finales de junio se reflejó en un retraso en el inicio de la época de crecimiento en todos los tipos de vegetación. A pesar de lo anterior, el valor anual del NDVI permaneció dentro de los más altos del periodo 1997-2003. Estos resultados nos llevaron a analizar la variabilidad intra-anual de la precipitación y la respuesta del NDVI. (Figura 3).

3.2 Anomalías de precipitación y temperatura

Durante los años secos (por debajo de la normal) se modificó la distribución de la precipitación a lo largo del año, pero no la lluvia total anual. Como en 1988 y 1998 bajo el efecto de El Niño. En 1988, el periodo de lluvias se retrasó un mes, las lluvias iniciaron en la primera quincena de junio y finalizaron en la última quincena de octubre. Para ese año, la sequía de medio verano se presentó en julio y no en agosto como ocurre normalmente, y la precipitación total anual fue de 1,452 mm. En cambio en 1998, el periodo de lluvias inició también la primera quincena de junio, pero terminó la segunda quincena de noviembre. La sequía de medio verano se presentó en agosto en ese mismo año y la precipitación total anual fue de 1,462 mm (Figura 4). Por otra parte, en la serie de datos de precipitación promedio del estado de 1981 a 2003 (Figura 5) se presentan periodos por arriba de la normal (1981, 1993, 1995 y 1999). Por el otro lado, los años con periodos de precipitación por debajo de la normal fueron 1982, 1990 y 2003 (Figura 5). Del mismo modo se presentaron años con temporadas de lluvia muy amplias, que iniciaron en abril y terminaron en octubre (1990, 1994, 2000 y 2003) (Figura 5). Es también evidente que los años 2002 y 2003 presentaron una temporada de lluvia más amplia que el resto de los años del periodo analizado (Figura 5).

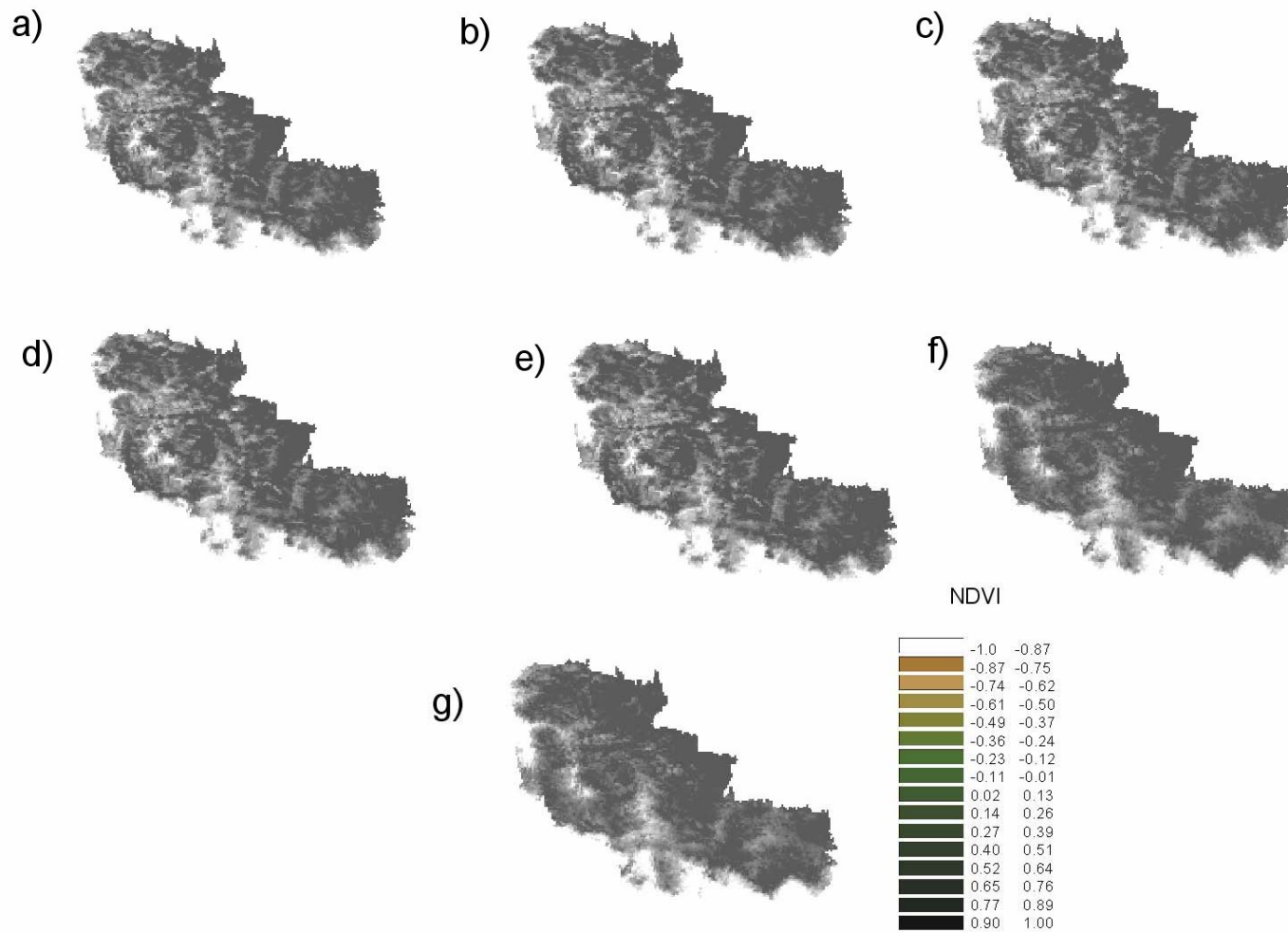


Figura 3. Compuestos anuales del NDVI para la Sierra Norte de Oaxaca. a) 1997; b) 1998; c) 1999; d) 2000; e) 2001; f) 2002; g) 2003

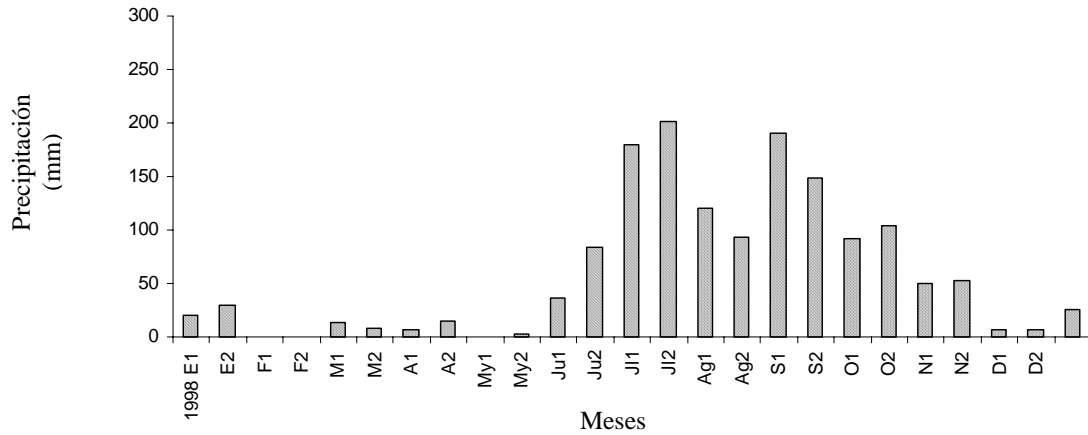


Figura 4. Distribución mensual de la precipitación promedio en la Sierra Norte de Oaxaca en 1998. En el eje de las abscisas 1 es igual a primera quincena del mes y 2 es igual a segunda quincena del mes.

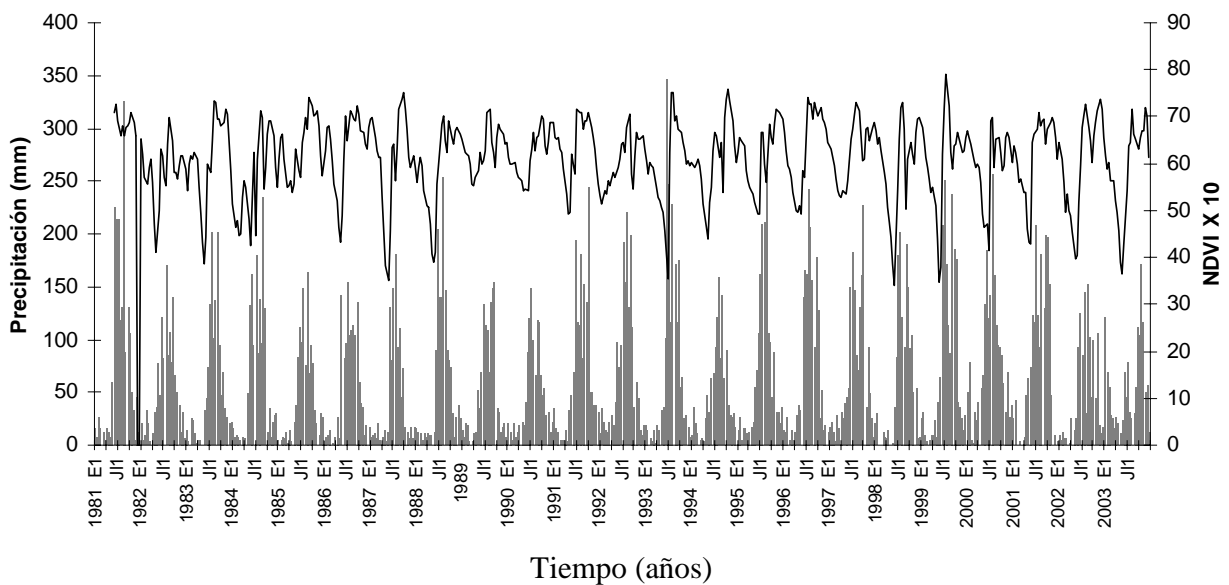
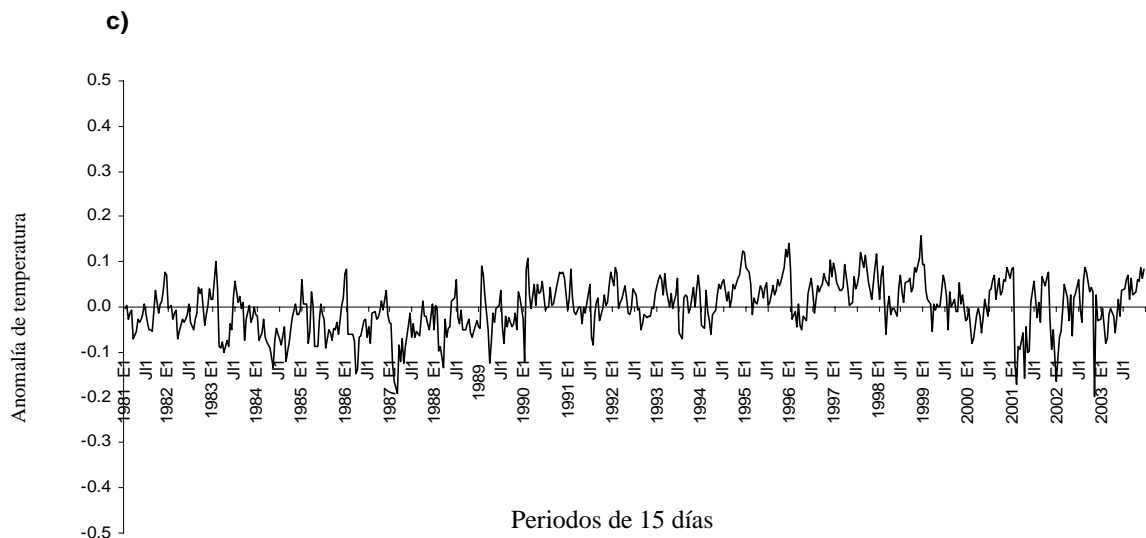
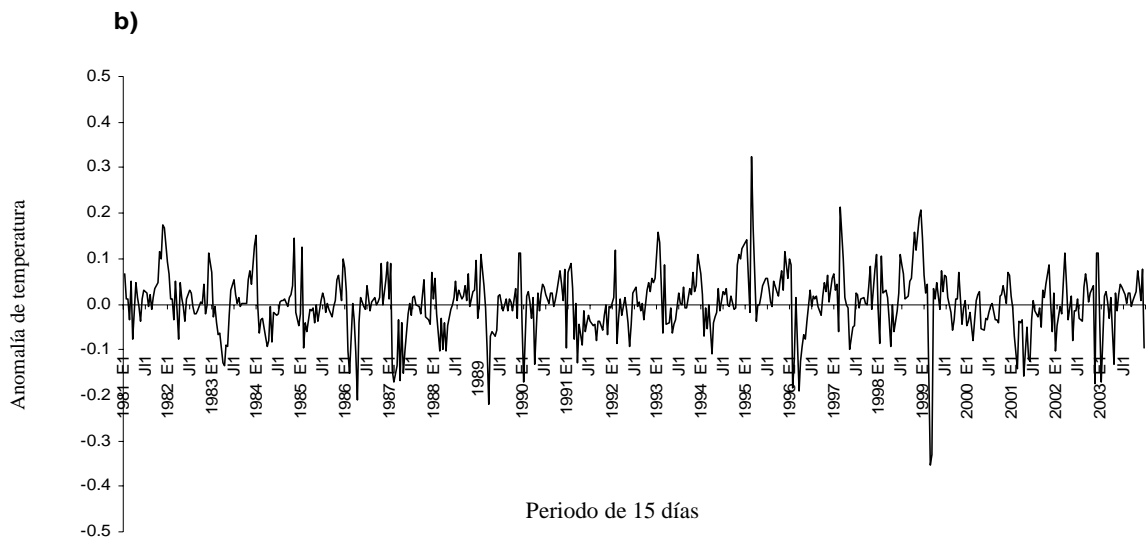
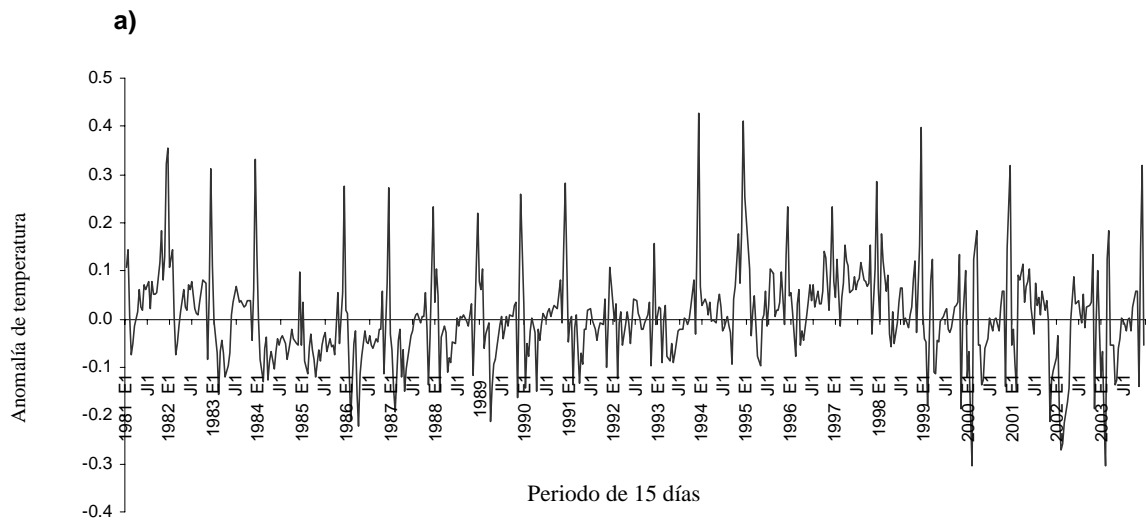
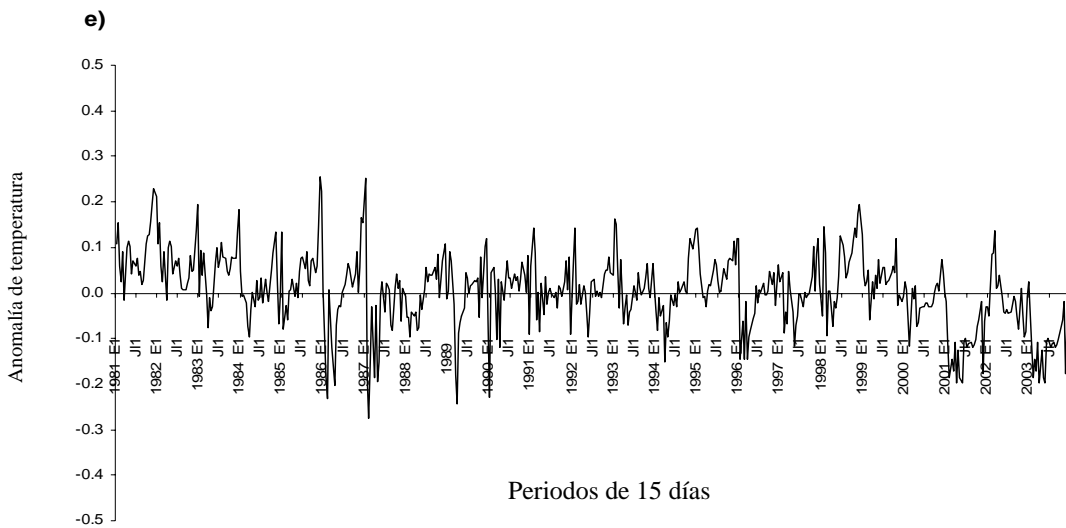
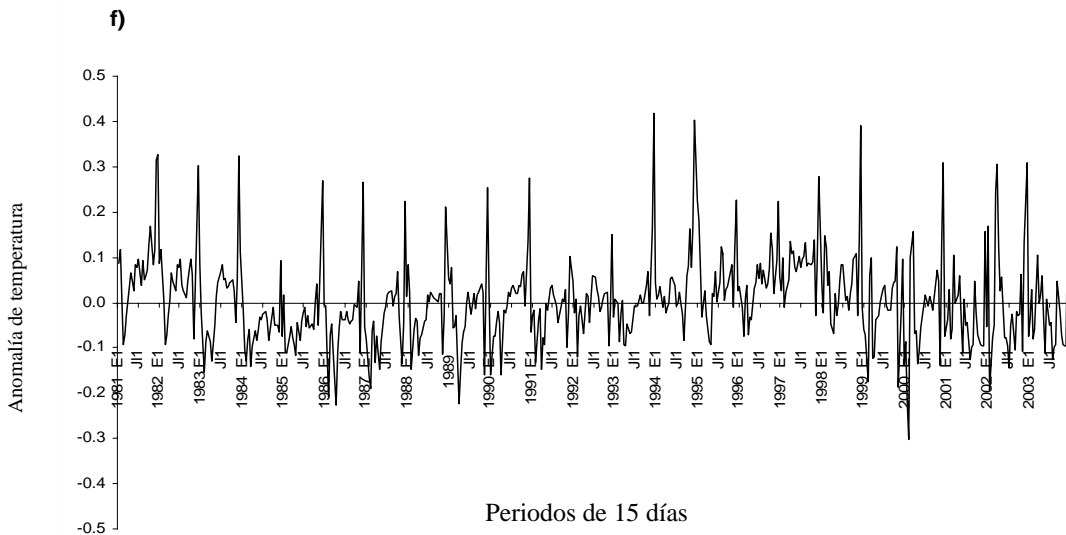
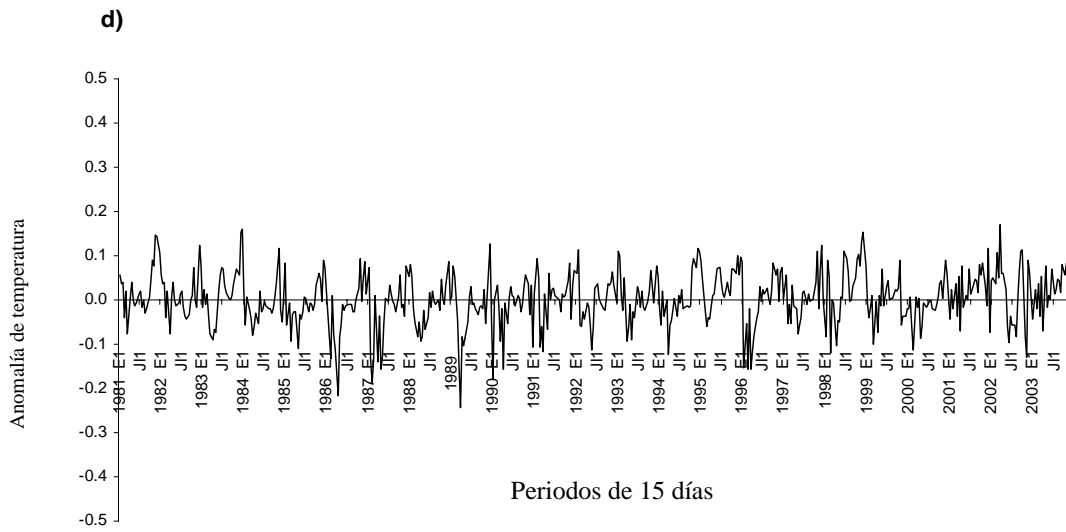


Figura 5. NDVI (línea) y precipitación (barras) promedio para periodos de 15 días de 1981 a 2003 en la Sierra Norte de Oaxaca. En el eje de las abscisas; E1: primera quincena de enero y J1: primera quincena de julio.

Por otra parte, las anomalías de las temperaturas promedio están diferenciadas de acuerdo a naturaleza perennifolia o caducifolia de la vegetación (Figura 6). Las anomalías de mayor magnitud para el periodo 1961-2000 se presentan en las zonas de vegetación caducifolia y agricultura (Figura 6). En contraste, las menores variaciones de temperatura se presentaron en los tipos de vegetación perennifolia (Figura 6). En general, en la Sierra Norte de Oaxaca se presentaron años cálidos en los periodos de 1981 a 1984 y 1995 a 1998. Los años fríos se presentaron de 1985 a 1990 y de 2000 a 2003.





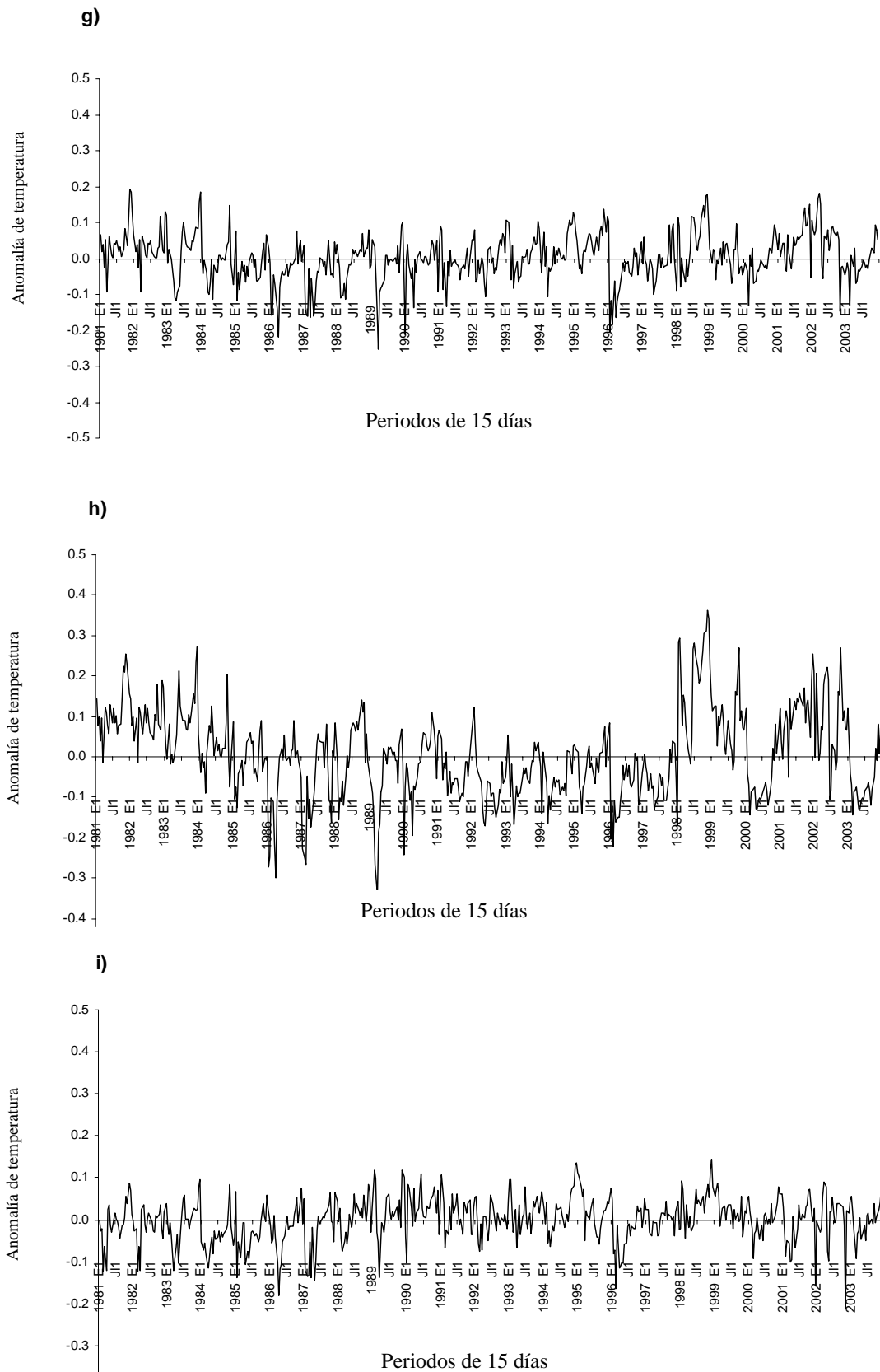


Figura 6. Anomalías de temperatura para el periodo 1981-2003: a) agricultura de temporal; b) bosque de encino; c) bosque de encino-pino; d) bosque de pino; e) bosque de pino-encino; f) bosque mesófilo de montaña; g) selva alta perennifolia; h) selva baja caducifolia y i) selva mediana subperennifolia.

3.3 Influencia del ENSO en el NDVI

Los resultados de las anomalías de precipitación en la SNO, comparados con las anomalías mensuales de temperatura de superficie del mar (TSM), en la región El Niño 3.4, indican que en general, la precipitación de la SNO está en fase con el fenómeno ENSO. Es decir, para eventos El Niño (evento cálido de ENSO y anomalía positiva de TSM), se presentan anomalías negativas de precipitación en la zona de estudio, mientras que para eventos La Niña (evento frío de ENSO y anomalía negativa de TSM), se presentan anomalías positivas de precipitación o bien, cercanas a la normal (Tabla 2). La mayor correspondencia entre precipitación y ENSO se presentó en las selvas bajas caducifolias y agrícolas, la menor correspondencia se presenta en los bosques de pino (Figura 7).

Para el periodo 1985-2003 los años con anomalías positivas de precipitación coinciden con anomalías negativas de TSM, y años con anomalías negativas de precipitación coinciden con anomalías positivas de TSM (Figura 8). En el bosque de encino-pino y pastizales predominan las anomalías negativas de precipitación en el periodo de 1951 a 1985, y de ese año hasta 2003 se presentan varios años con anomalías positivas. Los bosques de pino presentaron anomalías negativas de precipitación, lo cual coincide con anomalías negativas de TSM y viceversa, con excepción del periodo 1989 a 1994 (Figura 8d). De manera similar, las selvas altas perennifolias en el periodo de 1960 a 1984 se caracterizaron por presentar años húmedos, correspondientes a anomalías negativas; a partir

Tabla 2. Relación entre fase cálida y fría de ENSO y anomalías de precipitación por tipo de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca.

Tipo de vegetación	Años de anomalía positiva de precipitación (Fase fría de ENSO)	Años de anomalía negativa de precipitación (Fase cálida de ENSO)
Agricultura	1989 y 1999-2000	1982, 1986-1987, 1992, 1997-1998 y 2002-2003
Bosque de encino	1973-1975, 1983-1985, 1996 y 1999-2000	1956-1957, 1965-1966, 1976-1977, 1982, 1997-1998 y 2002-2003
Bosque de pino-encino	1983-1985, 1995-1996, y 1999-2000	1982, 1987, 1991-1992, 1994, 1997-1998 y 2002-2003
Bosque de pino	1951-1952, 1955-1956 1984-1985, 1989 y 1999-2000	1956-1957, 1982, 1992, 1997-1998 y 2002-2003
Pastizal	1954-1955, 1972-1974, 1983-1984 y 1999-2000	1987, 1992, 1997-1998 y 2002-2003
Selva alta	1954-1955, 1972-1974, 1983-1984 y 1999-2000	1956-1957, 1982, 1987, 1992, 1997-1998 y 2002-2003
Selva baja	1989 y 1999-2000	1982, 1987, 1992, 1997-1998 y 2002-2003

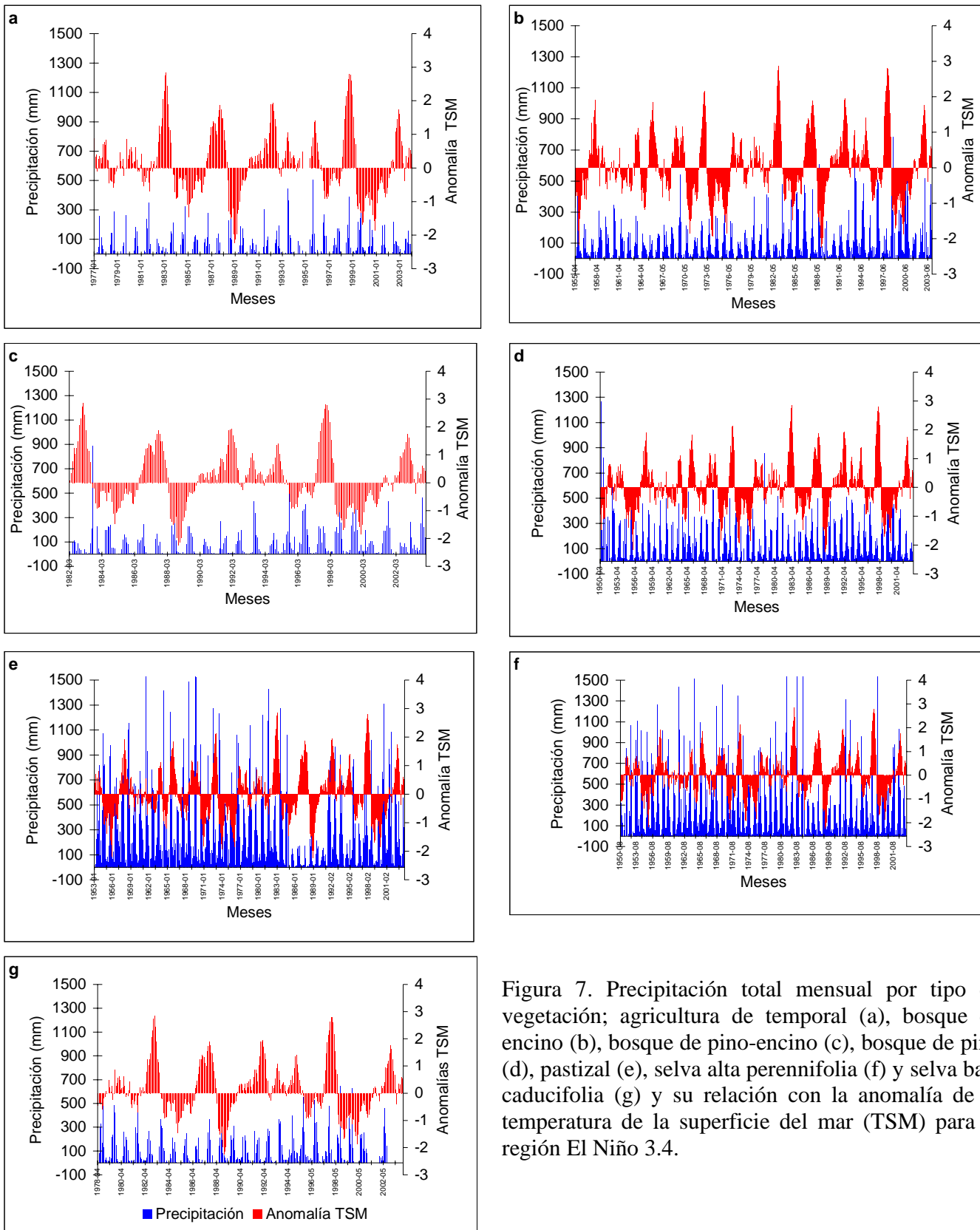


Figura 7. Precipitación total mensual por tipo de vegetación; agricultura de temporal (a), bosque de encino (b), bosque de pino-encino (c), bosque de pino (d), pastizal (e), selva alta perennifolia (f) y selva baja caducifolia (g) y su relación con la anomalía de la temperatura de la superficie del mar (TSM) para la región El Niño 3.4.

de 1985 se presentaron más años secos en especial los periodos 1985-1990 y 1997-1998 (Figura 8f). Finalmente, para las selvas bajas caducifolias, predominaron años secos de 1980 a 1994 no obstante que se presentaron anomalías positivas de TSM (entre 0.5 y 1.0); por otra parte, predominaron años húmedos de 1995 a 2000 aún en 1997-1998 (Figura 8g).

Puede concluirse que sólo para años de eventos El Niño intensos como los de 1987-1988 y 1997-1998, la relación anomalía positiva de TSM-años secos se cumple en la SNO. Por otra parte, para eventos La Niña intensos como el de 1999-2000 se presentaron años muy húmedos. En los demás casos, la correspondencia entre las anomalías extremas de TSM y precipitación parece depender de la época del año en que se presente la primera.

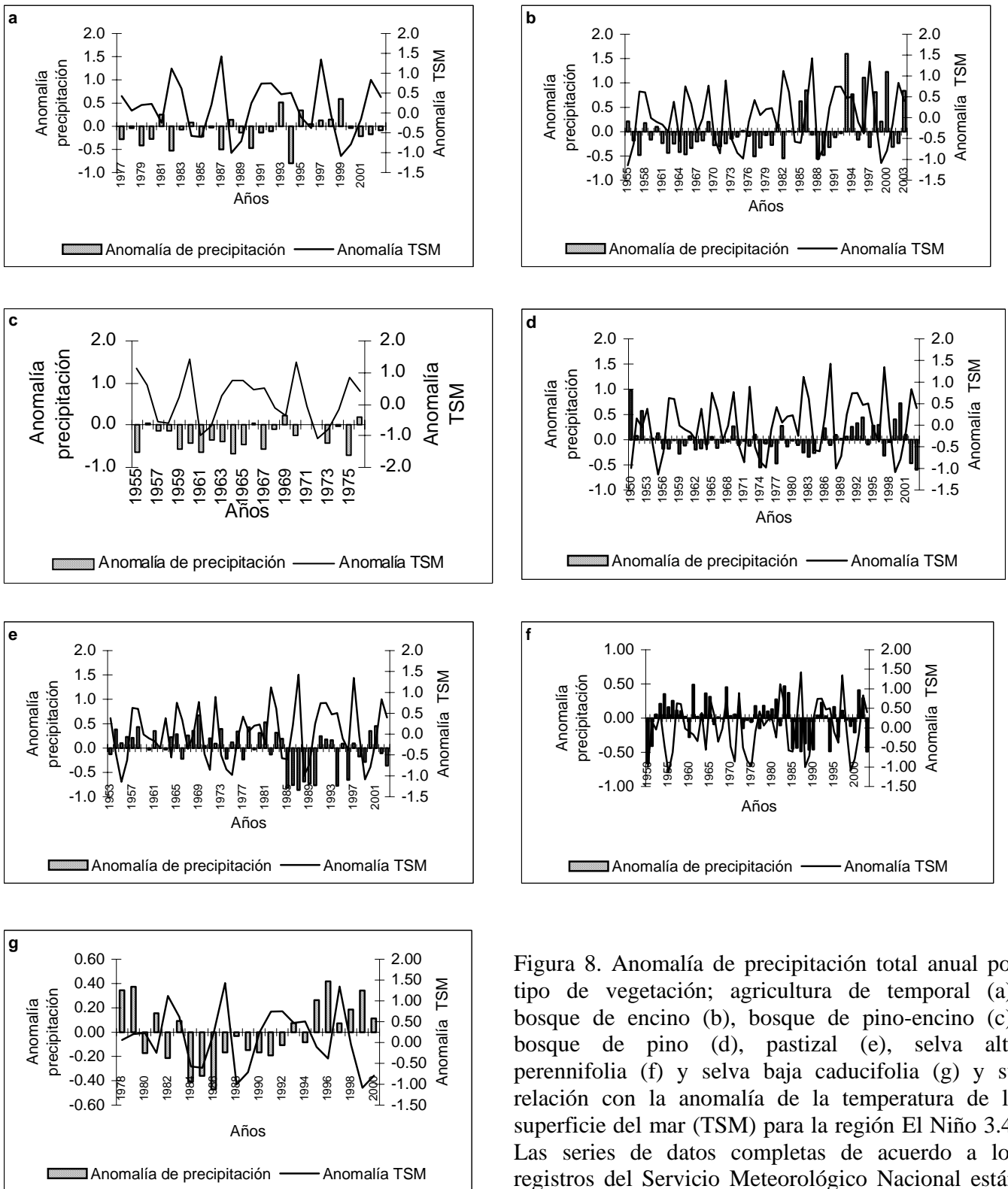


Figura 8. Anomalia de precipitación total anual por tipo de vegetación; agricultura de temporal (a), bosque de encino (b), bosque de pino-encino (c), bosque de pino (d), pastizal (e), selva alta perennifolia (f) y selva baja caducifolia (g) y su relación con la anomalía de la temperatura de la superficie del mar (TSM) para la región El Niño 3.4. Las series de datos completas de acuerdo a los registros del Servicio Meteorológico Nacional están indicadas en el eje de las abscisas.

3.4 Retrasos y ciclos del NDVI, precipitación y temperatura

3.4.1 Precipitación

Los análisis espectrales entre la precipitación y los NDVI indican un retraso en el reverdecimiento de la vegetación con respecto al inicio de la época de lluvia (mayo-octubre), tanto en los sistemas caducifolios como los perennifolios presentes en la SNO. La precipitación acumulada de cada 10 días (variable independiente) presenta cuatro categorías de ciclos anuales: 1) un ciclo de 360 días (frecuencia= 0.001); 2) un ciclo de entre 120 a 180 días que diferencia la época de lluvia de la de estiaje (frecuencia= 0.03); 3) un ciclo de 90 días que divide la primera parte de la época de lluvias de mayo a junio y la segunda de julio a octubre (frecuencia= 0.05); y 4) la categoría de 30 a 60 días que caracteriza la sequía de medio verano (frecuencia= 0.043) que se presenta entre agosto y septiembre para esta zona del país (Figura 9a). Para el caso de los NDVI's (variable dependiente) se presentan también 4 ciclos principales: 1) un ciclo de 360 días (frecuencia= 0.03), 2); un ciclo de 120 a 180 días (frecuencia= 0.008); 3) un ciclo de 90 días (frecuencia= 0.035); y 4) un ciclo de 30 a 60 días (Figura 9a y 9b). Los periodos de los NDVI's y la precipitación son los mismos en los cuatro ciclos pero la frecuencia es distinta. Esto sugiere un retraso entre la respuesta de la vegetación mediante el reverdecimiento tras la presencia de eventos de lluvia a lo largo del año.

Los resultados obtenidos mediante el análisis espectral bivariado (NDVI-precipitación) indican diferencias entre los periodos para los principales tipos de vegetación (Tabla 3). Las selvas altas perennifolias y bajas caducifolias presentaron ciclos cortos entre 29 y 74 días. Así, las selvas altas perennifolias y las selvas bajas caducifolias responden primero; después lo hacen los bosques de pino-encino y finalmente el bosque de encino (Tabla 3). Lo anterior sugiere que los bosques templados son más vulnerables a los cambios

Tabla 3. Retraso del NDVI con respecto a los ciclos de precipitación por tipo de vegetación

Tipo de vegetación	Frecuencia	Periodo (días)	Retraso(días)	Coherencia cuadrada
Agricultura de temporal	0.07	140	11	0.5143
	0.22	46	1	0.5874
	0.32	31	2	0.5971
Bosque de encino	0.33	3	1	0.6591
	0.08	120	43	0.8146
	0.16	63	19	0.8704
Bosque de encino y pino	0.37	27	8	0.8599
	0.06	158	40	0.7919
	0.30	33	13	0.9277
Bosque de pino	0.44	22.5	2	0.7465
	0.05	210	34	0.7413
	0.30	33	13	0.9273
Bosque de pino-encino	0.44	23	4	0.7445
	0.18	55	3	0.5522
	0.29	35	8	0.5987
Selva alta perennifolia	0.31	32	4	0.5874
	0.44	23	1	0.5837
	0.13	74	37	0.6247
Selva baja caducifolia	0.16	61	10	0.8031
	0.31	32	2	0.7093
	0.33	30	3	0.7370
	0.38	26	8	0.7598

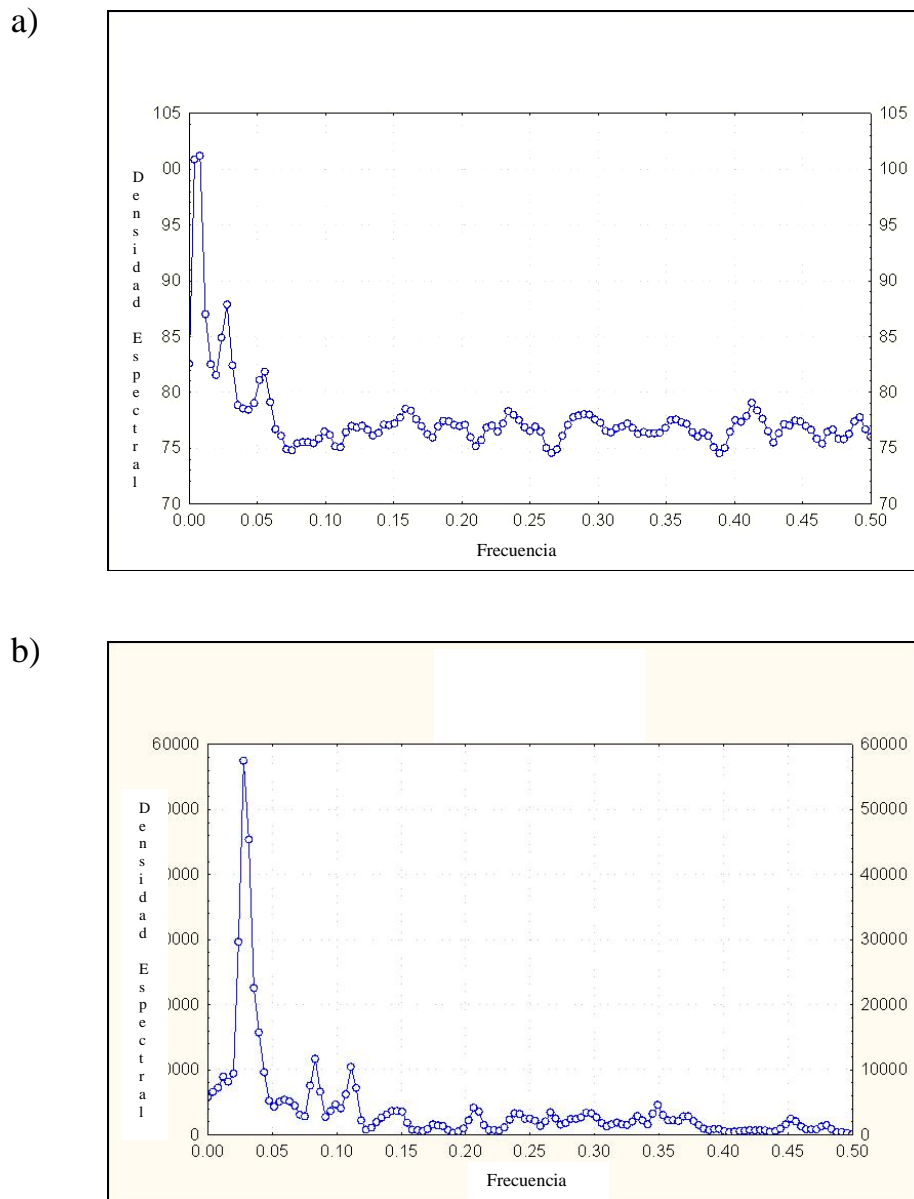


Figura 9. Ejemplo de un diagrama de densidad espectral de a) precipitación acumulada de 10 días y b) Compuesto de 10 días de NDVI de 1997 a 2003 de regiones de bosque de pino de la Sierra Norte de Oaxaca.

de la precipitación interanuales en comparación a las selvas. Las selvas bajas caducifolias son más vulnerables a la sequía de medio verano.

Los análisis espectrales calculados sólo para años con anomalías de precipitación negativas, positivas y dentro de la normal para cada tipo de vegetación (Tabla 4) indican que en años considerados de precipitación normal, la respuesta espectral de los tipos de vegetación es similares entre ellos, es decir, ciclos de 120, 90, 30 y 20 días en promedio para las zonas de agricultura y bosque de encino-pino, mientras que para las selvas se presentan ciclos cortos; de 26 a 72 días (Tabla 4). En años con anomalías positivas de precipitación (años húmedos), la vegetación responde con retrasos similares a los observados en años normales (Tabla 4). Sin embargo, en años con anomalías negativas, los retrasos son diferentes (menores), observándose una respuesta casi inmediata ante cualquier evento de precipitación (Tabla 4).

3.4.2 Temperaturas extremas

Los resultados de los análisis espectrales para todo el periodo de 1997 a 2003 indican que los ciclos de temperaturas máximas y mínimas son similares. Los ciclos anuales de 360 días para ambas temperaturas son los más significativos (coherencia cuadrada= 0.86) y caracterizan la época cálida del año que se presenta de abril a mayo para el caso de las máximas y de noviembre a enero para las mínimas. El análisis espectral bivariado para NDVI-temperatura máxima por tipos de vegetación indica diferencias significativas en los ciclos y retrasos de los mismos (Tabla 5). Los bosques de encino tienen un ciclo de 22 días y un retraso de 2 días. El resto de ellos como los bosques templados; bosques de pino y

Tabla 4. Análisis espectrales para años extremos y dentro de la normal de precipitación.

Tipo de vegetación	Periodos (días)			Retraso (días)			Coherencia cuadrada		
	Anomalía (+)	Anomalía (-)	Normal	Anomalía (+)	Anomalía (-)	Normal	Anomalía (+)	Anomalía (-)	Normal
Agricultura de temporal	120	51	120	50	19	59	0.5241	0.6997	0.7959
	25	40	90	12	11	44	0.5648	0.9462	0.8282
		36	36		10	5		0.9186	0.8645
		24	24		8	8		0.8208	0.5585
Bosque de encino y pino	180	90	120	88	31	58	0.8629	0.6725	0.8866
	21	40	90	10	18	43	0.5221	0.7361	0.8984
		24	33		9	4		0.4908	0.6800
			23			7			0.5499
Selva alta perennifolia	180	120	36	88	6	9	0.4266	0.5751	0.4328
	36	51	24	3.7	24	1	0.4271	0.5739	0.3927
	24	45		11	18		0.5280	0.6475	
		21			9			0.3073	
Selva baja caducifolia	90	90	72	27	36	30	0.4627	0.4842	0.4647
	32	40	30	3	18	1	0.5728	0.7112	0.5291
	21	33	26	2	15	9	0.4672	0.7313	0.5007

pino-encino presentaron ciclo de 90 y 36 días (Tabla 5). Las selvas altas perennifolias y selvas bajas caducifolias presentan ciclos entre 50 y 90 días (Tabla 5). Ante los ciclo cortos (<30 días) responden primero los bosques de encino-pino, de pino, la agricultura y finalmente los bosques de encino (Tabla 5). Para el caso de las selvas con ciclos de 60 días, responden primero las selvas bajas y después las selvas altas (Tabla 5). Los valores significativos estadísticamente de estos análisis (coherencia cuadrada <0.7) fue menor que las obtenidas con la relación NDVI- precipitación, lo que sugiere que existe poca correspondencia entre el NDVI y la temperatura máxima.

En el caso de los análisis espectrales entre NDVI-temperatura mínima, también presentan periodos diferenciados por los tipos de vegetación (Tabla 6). Los bosques templados y las selvas altas presentan ciclos semejantes entre 60 y 72 días (Tabla 6). Las selvas bajas caducifolias presentan ciclos largos de 180 y 120 días y ciclos cortos de 40 y 23 días (Tabla 6). Para los ciclos más cortos de 23 a 28 días repoden primero las zonas agrícolas, después las selvas bajas caducifolias seguidas de las selvas altas, el bosque de pino y finalmente el bosque de encino (Tabla 6). Los valores no significativos (coherencia cuadrada < 0.7) sugieren que existe poca correspondencia entre el NDVI y la temperatura mínima.

Tabla 5. Análisis espectral de NDVI y temperatura máxima promedio en periodos de 10 días.

Tipo de vegetación	Frecuencia	Periodo (días)	Retraso(días)	Coherencia cuadrada
Agricultura de temporal	0.03	27	5	0.7707
Bosque de encino	0.06	180	83	0.6135
	0.31	32	10	0.4399
Bosque de encino y pino	0.44	22	3	0.8708
Bosque de pino	0.11	90	8	0.6079
	0.28	36	5	0.6885
Bosque de pino-encino	0.11	90	8	0.6079
	0.28	36	5	0.6885
Selva alta perennifolia	0.17	60	28	0.6500
	0.19	51	24	0.7063
	0.11	90	22	0.8532
Selva baja caducifolia	0.14	72	21	0.6317
	0.17	60	23	0.6251

Tabla 6. Análisis espectral de NDVI y temperatura mínima promedio en periodos de 10 días.

Tipo de vegetación	Frecuencia	Periodo (días)	Retraso (días)	Coherencia cuadrada
Agricultura de temporal	0.08	120	48	0.5730
	0.36	28	5	0.6124
Bosque de encino	0.28	36	11	0.7435
	0.44	23	9	0.6730
Bosque de encino y pino	0.17	60	24	0.5036
Bosque de pino	0.14	72	26	0.8056
	0.42	24	6	0.6532
Bosque de pino-encino	0.17	60	24	0.5036
Selva alta perennifolia	0.17	60	25	0.8242
	0.44	23	8	0.5244
	0.06	180	12	0.7182
Selva baja caducifolia	0.08	120	15	0.8114
	0.11	90	16	0.7322
	0.25	40	3	0.5377
	0.44	23	7	0.5113

3.5 Tolerancia climática de la vegetación

3.5.1 Valores umbrales NDVI

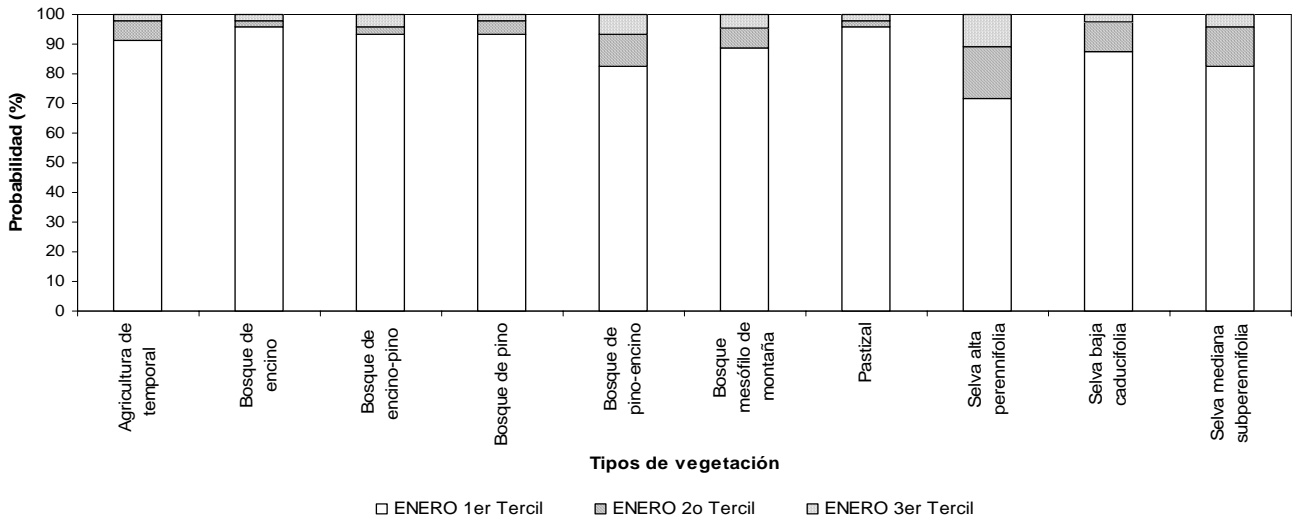
Los resultados del análisis de anomalías del NDVI indicaron que los valores mínimos del NDVI se presentan casi en las mismas fechas para todos los tipos de vegetación, pero no así los valores máximos. La agricultura, los bosques de encino, pino y bosques mesófilos presentan los valores mínimos de NDVI (primer tercil) en junio, mientras que las selvas altas y bajas presentan el primer tercil en mayo. Sin embargo, el tercer tercil de NDVI, se presentó en regiones de agricultura de temporal en septiembre, en los bosques de encino en julio, en los bosques de pino en mayo, en los bosques mesófilos en julio, en la selva alta perennifolia en agosto y en la selva baja caducifolia en enero (Tabla 7, Figura 10). Con excepción de la agricultura y la selva baja caducifolia, todas las coberturas vegetales tienen una proximidad temporal de tres meses de diferencia entre los valores umbrales del NDVI inferior y superior, y ambos se presentan dentro de la temporada de lluvia (Tabla 7, Figura 10).

La sequía de medio verano se presenta en agosto o septiembre, pero no alcanza el valor umbral inferior en el NDVI en ningún tipo de vegetación (Figura 10). Para enero, existen mayores probabilidades de que el NDVI se sitúe en un rango de normal a alto (valor umbral superior). Para los meses de abril y mayo (inicio de temporada de lluvias), las probabilidades se distribuyen equitativamente entre los tres rangos. Durante junio las mayores probabilidades están entre NDVI normales y altos. Para julio, agosto y septiembre aumenta la probabilidad de alcanzar el valor umbral superior (Tabla 7, Figura 10). Finalmente en octubre predominan las probabilidades de valores dentro de lo normal (Tabla 7, Figura 10).

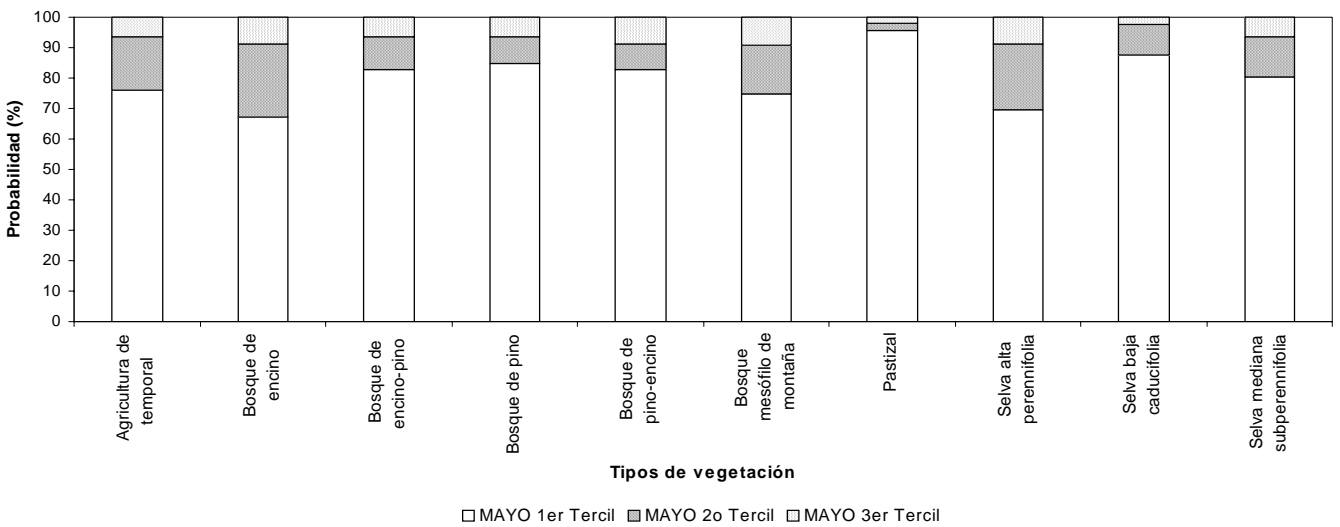
Tabla 7. Terciles de NDVI para la Sierra Norte de Oaxaca

		Agricultura de temporal	P %	Bosque de encino	P %	Bosque de pino	P %	Bosque mesófilo de montaña	P %	Selva alta perennifolia	P %	Selva baja caducifolia	P %
ENERO	1er Tercil	0.3520 - 0.4416	27	0.44-0.539	11	0.392-0.49733	7	0.53-0.6243	9	0.44-0.534	9	0.414-0.5736	7
	2o Tercil	0.4416 - 0.5313	36	0.539-0.638	23	0.49733-0.602	36	0.6243-0.71866	14	0.534-0.628	59	0.5736-0.73333	18
	3er Tercil	0.5313 - 0.6210	36	0.638-0.737	66	0.602-0.708	57	0.71866-0.813	77	0.628-0.722	32	0.73333-0.893	75
ABRIL	1er Tercil	0.3220- 0.3806	34	0.356-0.456	18	0.389-0.464	23	0.566-0.627	20	0.343-0.42033	14	0.468-0.593	7
	2o Tercil	0.3806 -0.4393	23	0.456-0.556	41	0.464-0.539	39	0.627-0.688	39	0.42033-0.49766	32	0.593-0.718	43
	3er Tercil	0.4393 - 0.498	43	0.556-0.656	41	0.539-0.614	39	0.688-0.749	41	0.49766-0.575	55	0.718-0.843	50
MAYO	1er Tercil	0.1260 - 0.3120	14	0.271-0.4173	30	0.241-0.419	34	0.449-0.578	36	0.135-0.3	14	0.294-0.4693	20
	2o Tercil	0.3120 - 0.4980	66	0.4173-0.5636	39	0.419-0.597	57	0.578-0.707	41	0.3-0.465	41	0.4693-0.64466	39
	3er Tercil	0.4980 - 0.6840	20	0.5636-0.71	32	0.597-0.775	9	0.707-0.836	23	0.465-0.63	45	0.64466-0.82	41
JUNIO	1er Tercil	-0.0170 - 0.2560	7	0.246-0.4096	9	0.219-0.3986	11	0.439-0.56	13	0.226-0.38466	11	0.233-0.42333	15
	2o Tercil	0.2560 -0.5290	20	0.4096-0.5733	22	0.3986-0.57833	46	0.56-0.681	30	0.38466-0.5433	76	0.42333-0.61366	17
	3er Tercil	0.5209 -0.8020	74	0.5733-0.737	70	0.57833-0.758	43	0.681-0.802	57	0.5433-0.702	13	0.61366-0.804	67
JULIO	1er Tercil	0.4140-0.551	13	0.484-0.6176	13	0.433-0.54066	4	0.59-0.673	7	0.458-0.555	15	0.34-0.5133	22
	2o Tercil	0.551-0.688	37	0.6176-0.7513	63	0.54066-0.64833	39	0.673-0.756	30	0.555-0.6526	46	0.5133-0.6866	33
	3er Tercil	0.688-0.825	50	0.7513-0.885	24	0.64833-0.756	57	0.756-0.839	63	0.6526-0.75	39	0.6866-0.86	46
AGOSTO	1er Tercil	0.422-0.5593	11	0.594-0.665	4	0.42-0.52466	4	0.659-0.717	15	0.424-0.5483	4	0.292-0.484	13
	2o Tercil	0.5593-0.6966	33	0.665-0.736	35	0.52466-0.6293	37	0.717-0.775	39	0.5483-0.6726	43	0.484-0.676	26
	3er Tercil	0.6966-0.834	57	0.736-0.808	61	0.6293-0.734	59	0.775-0.833	46	0.6726-0.797	52	0.676-0.868	61
SEPTIEMBRE	1er Tercil	0.334 - 0.514	7	0.381-0.514	4	0.205-0.378666	4	0.48-0.5986	4	0.414-0.539	9	0.302-0.46066	11
	2o Tercil	0.514-0.694	54	0.514-0.647	43	0.378666-0.5523	9	0.5986-0.71733	22	0.539-0.664	33	0.46066-0.6193	37
	3er Tercil	0.694-0.874	39	0.647-0.78	52	0.5523-0.726	87	0.71733-0.836	74	0.664-0.789	59	0.6193-0.778	52
OCTUBRE	1er Tercil	0.502-0.5866	9	0.518-0.608	11	0.483-0.57	37	0.661-0.712	22	0.468-0.5688	43	0.358-0.4906	17
	2o Tercil	0.5866 - 0.6713	50	0.608-0.698	33	0.57-0.657	48	0.712-0.763	30	0.5688-0.66933	50	0.4906-0.6233	39
	3er Tercil	0.6713 - 0.756	41	0.698-0.788	57	0.657-0.744	15	0.763-0.814	48	0.66933-0.77	7	0.6233-0.756	43

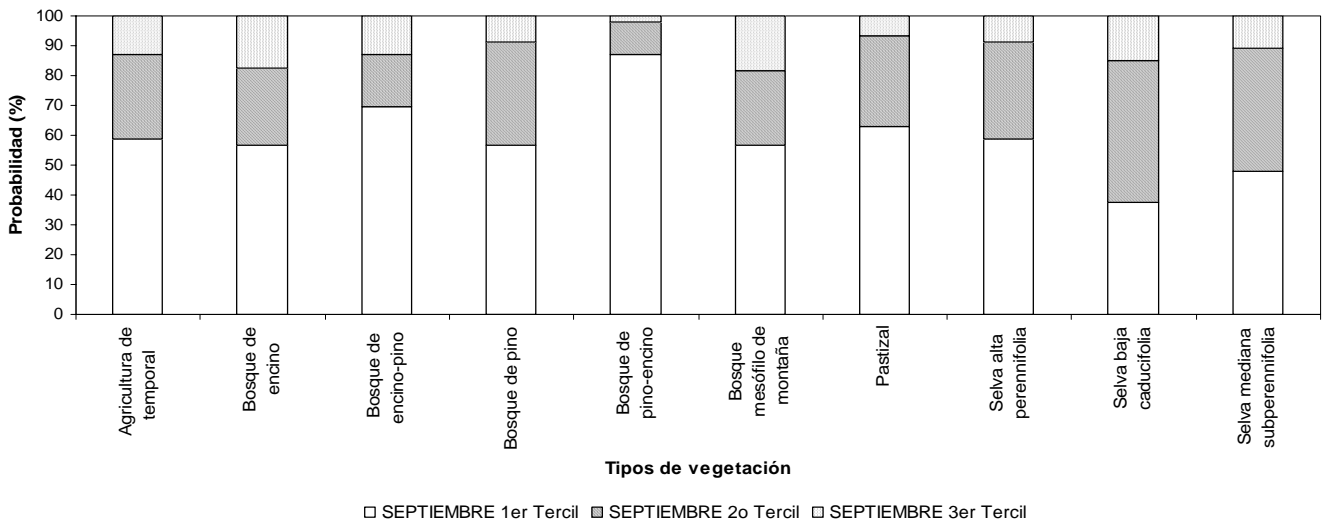
a)



b)



c)



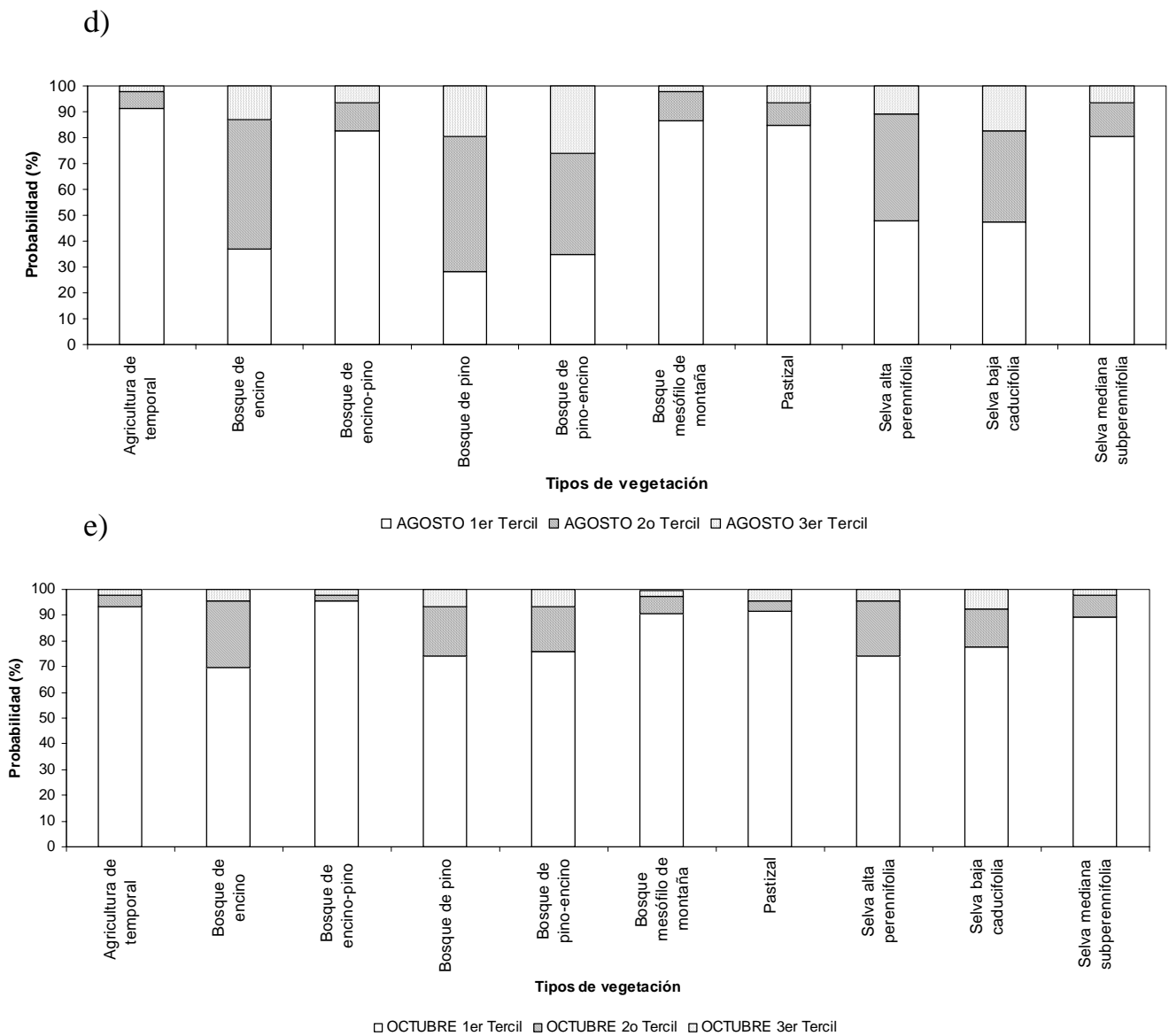


Figura 10. Probabilidad de valores de NDVI por tipo de vegetación para primero, segundo y tercer terciles en los meses de a) enero, b) mayo, c) agosto, d) septiembre y e) octubre. Blanco: 1er tercil; rayado: 2º tercil y punteado: 3er tercil.

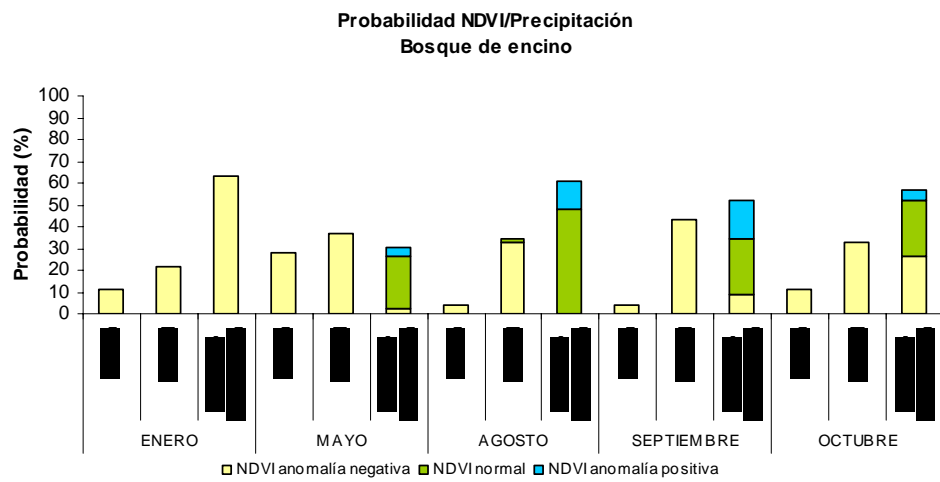
3.5.2 Probabilidad condicional precipitación /NDVI

Se identificó la probabilidad de que se presenten valores de NDVI dada la cantidad de lluvia por tipo de vegetación en tres rangos (terciles): sequía, normal y exceso de precipitación (Figura 11). Para las zonas con cobertura de bosque de encino en los meses analizados, predominan las condiciones de NDVI negativo. Los resultados indican que sólo en los casos en que la precipitación se presenta dentro del rango de “exceso” (agosto y septiembre) el NDVI puede alcanzar valores de normales a umbrales superiores (Figura 11). Para bosques de encino-pino predominan las probabilidades de “exceso” de precipitación en todos los meses (Figura 11). Para los bosques de pino, en mayo existen altas probabilidades de anomalías negativas de NDVI, aún bajo condiciones de precipitación normal, y sólo se presenta un NDVI normal si ocurren lluvias excesivas. Para agosto y septiembre existen probabilidades mayores al 40% de tener valores normales de NDVI bajo condiciones de precipitación dentro de la normal, e incluso con precipitaciones por arriba de la normal (Figura 11g). En los bosques de pino-encino la probabilidades de NDVI dentro de la normal aumentan en todos los meses lluviosos. Es importante señalar que este tipo de vegetación es el único que presenta altas probabilidades (mayores al 90%) de precipitaciones excesivas en octubre (Figura 11b).

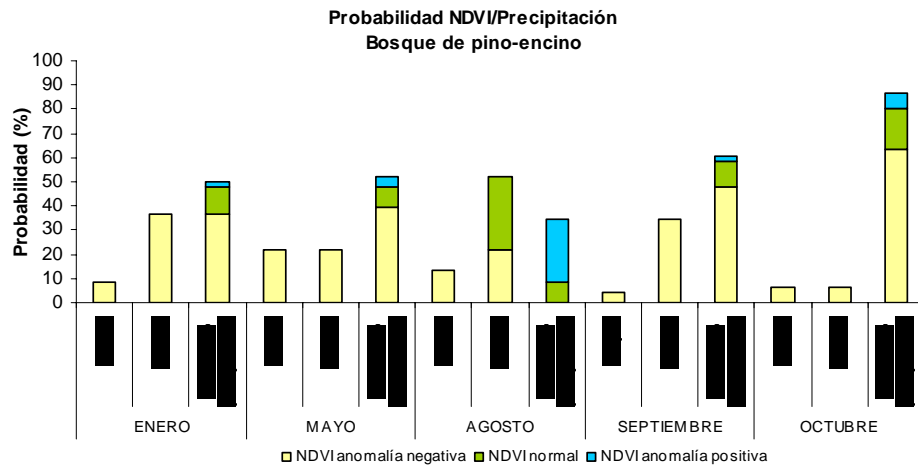
El bosque mesófilo de montaña puede presentar condiciones normales de NDVI desde enero hasta octubre siempre que las condiciones de precipitación estén por arriba de la normal (Figura 11c). Las selvas altas perennifolias pueden presentar un NDVI por arriba de la normal durante todos los meses del año bajo condiciones de lluvia normal o excesiva. Durante mayo, aún bajo condiciones de sequía pueden obtenerse valores altos de NDVI. Por el contrario, en las selvas bajas caducifolias predominan las probabilidades de NDVI por debajo de la normal. Las probabilidades más altas de que se presentes precipitaciones

excesivas se ubican en los meses de enero y agosto ($P > 60\%$) y la probabilidades de sequías son más bajas con relación a las selvas altas perennifolias. Por otra parte, las probabilidades de NDVI's positivos sólo se presentan de agosto a octubre, a diferencia de las selvas altas, que pueden presentarse el todo el periodo lluvioso (Figura 11e).

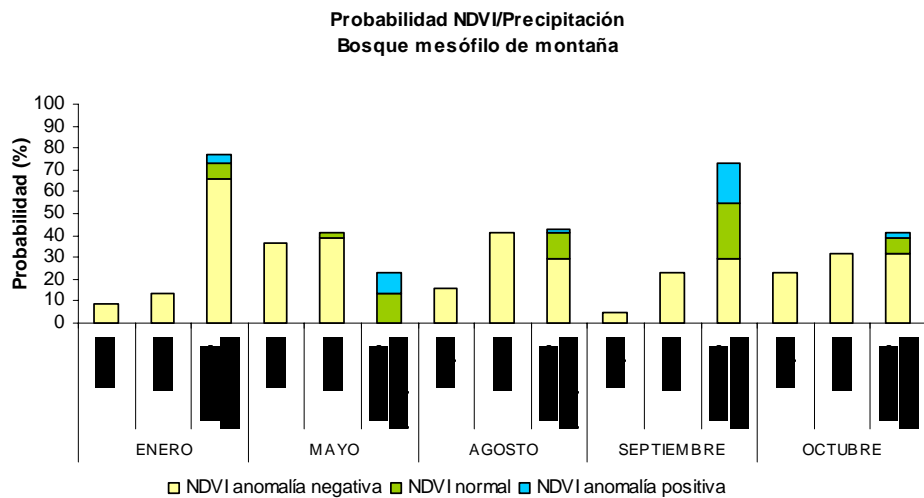
a



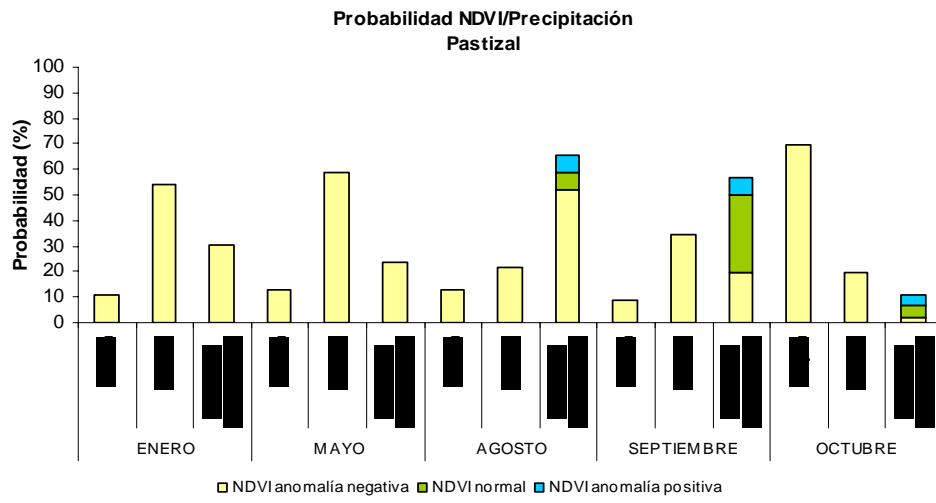
b



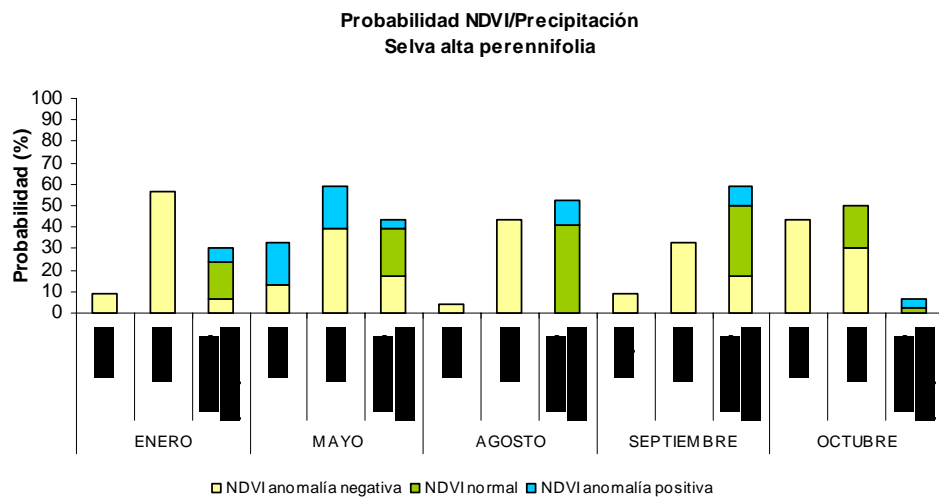
c



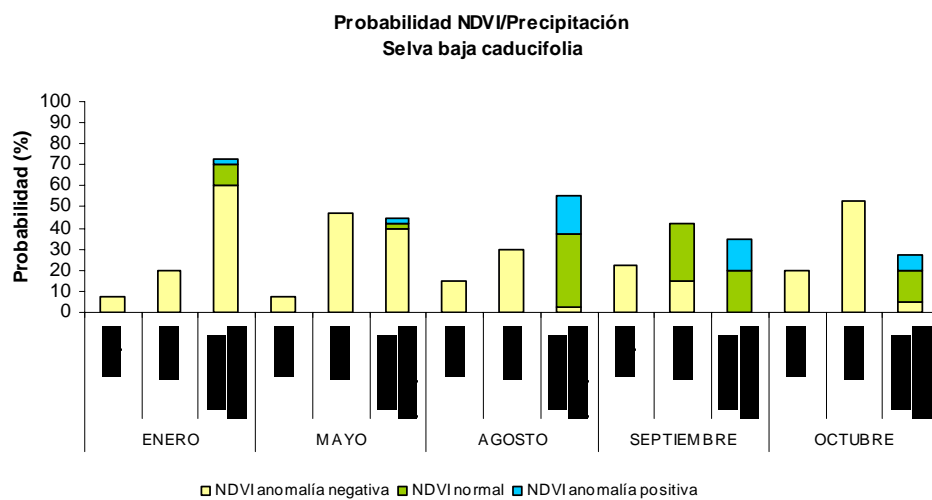
d



e



f



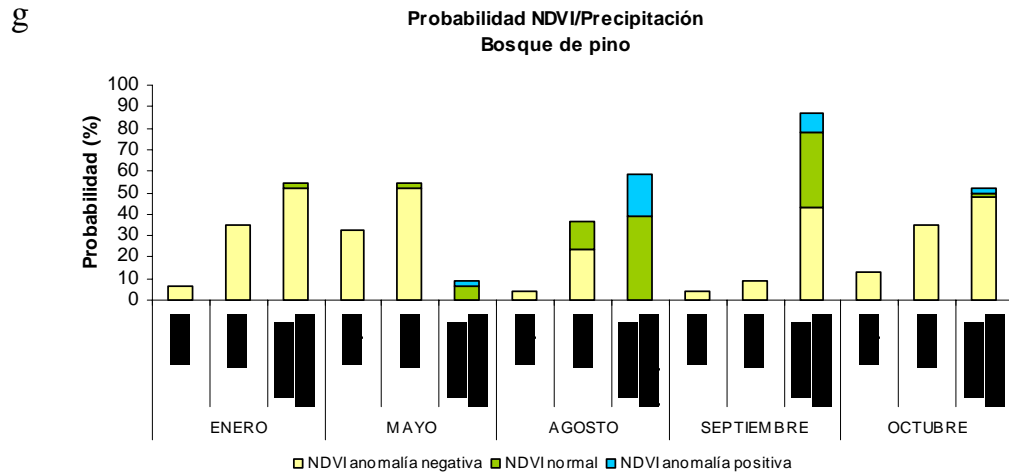


Figura 11. Probabilidad condicional de anomalías negativas, positivas y normales de NDVI dados las condiciones de precipitación; sequía, normal o exceso de lluvia para los tipos de vegetación más representativos de la Sierra Norte de Oaxaca. a) bosque de encino; b) bosque de pino-encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) pastizal; e) selva alta perennifolia; f) selva baja caducifolia; g) bosque de pino. Anomalías del NDVI; amarillo: negativa; verde: normal y azul: positiva.

3.5.3 Probabilidad temperatura /NDVI

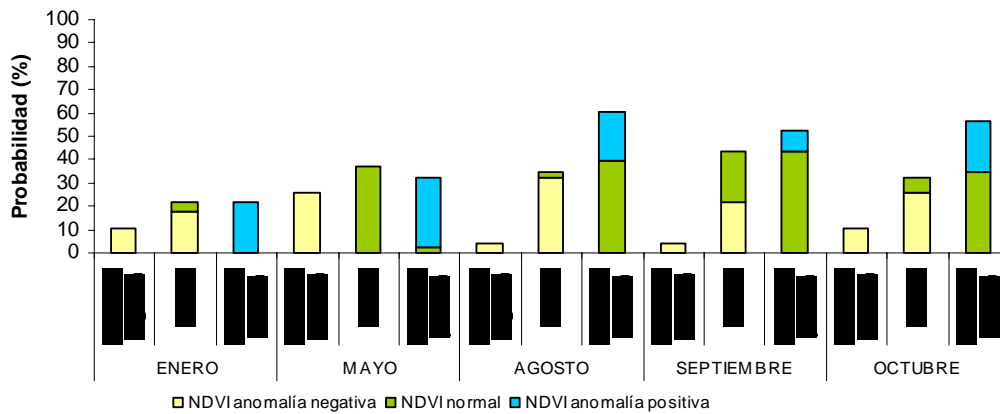
En los bosques de encino-pino existen mayores probabilidades de temperatura por arriba de la normal y NDVI's dentro el valor normal o anomalía positivas. Para enero y mayo existen probabilidades de temperaturas bajas con NDVI de anomalía negativas, sin embargo para agosto y septiembre las temperaturas aumentan hacia anomalías positivas y los NDVI tienen probabilidades similares de presentar valores de anomalías negativas, positivas o negativas (Figura 12). En los bosques de pino (Figura 12g) el NDVI tienen altas probabilidades de presentar valores bajos (anomalías negativas). En enero las temperaturas pueden ser más cálidas y el NDVI está dentro de la normal o con anomalía positiva. Para mayo la temperatura esta dentro de la normal al igual que los NDVI. Para los meses de agosto y septiembre son muy probables las temperaturas por arriba de la normal con NDVI bajos (con anomalías negativas) y para octubre las temperaturas pueden ser muy frías con NDVI bajos (Figura 12). En el bosque de pino-encino prevalecen NDVI dentro de la normal y temperaturas más cálidas para la mayor parte de los meses (Figura 12b).

Las temperaturas en los bosques mesófilos de montaña están por arriba de la normal para los meses analizados y la probabilidades de NDVI positivos, negativos o normales son iguales. Sin embargo, en mayo, agosto, septiembre y octubre, cuando se presentan condiciones de temperatura normales el NDVI presenta anomalía negativa (Figura 12c). El comportamiento de las temperaturas en las selvas altas se mantiene dentro de la normal o ligeramente con anomalías positivas (Figura 12e). Para mayo y septiembre pueden encontrarse anomalías positivas de temperatura. Durante agosto, septiembre y octubre bajo condiciones de temperatura normal existen probabilidades arriba del 40% de presentar NDVI bajos. En el caso de las selvas bajas caducifolias existen altas probabilidades de NDVI's bajos y predominan la probabilidad de tener temperaturas altas durante todos los

meses, bajo esta condición el NDVI tiene mayores probabilidades de estar dentro de la normal. Para la selvas medianas predominan las probabilidades de altas temperaturas en enero, agosto, septiembre y octubre con probabilidades muy semejantes de NDVI negativo, positivos o normales.

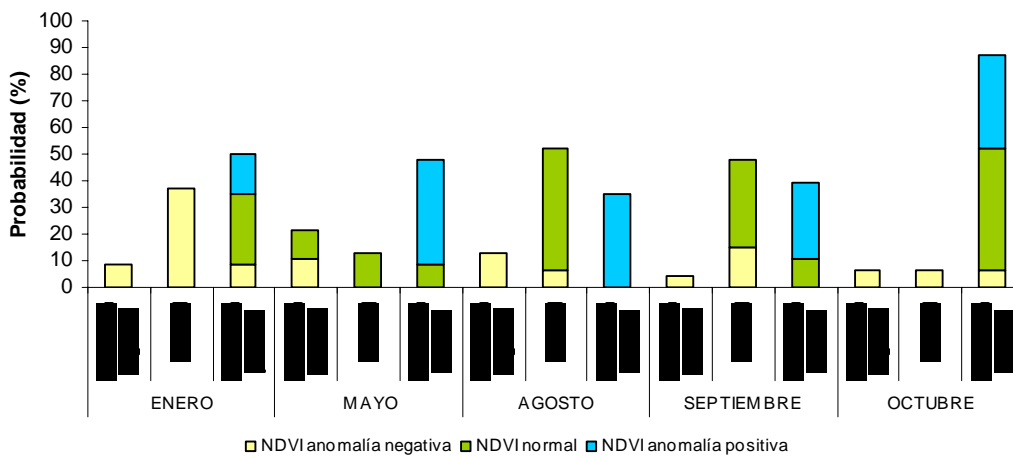
a

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Bosque de encino**



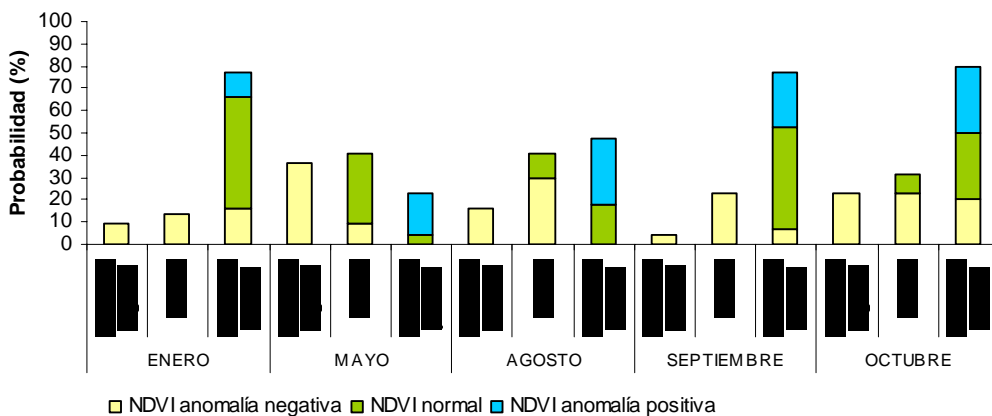
b

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Bosque de pino-encino**



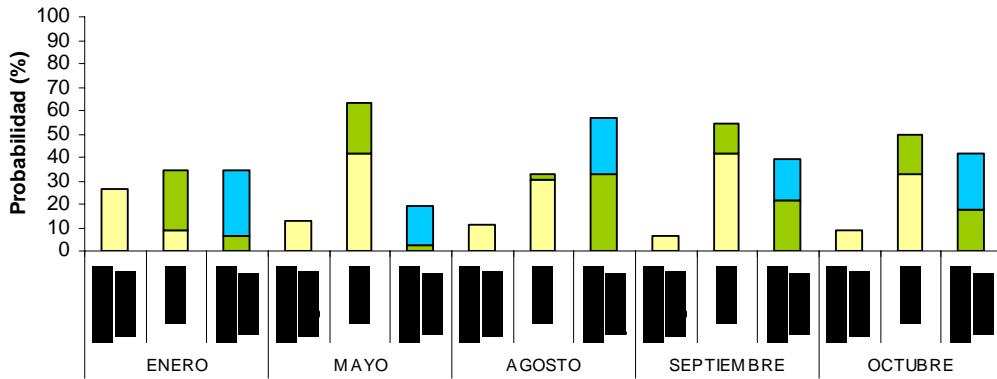
c

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Bosque mesófilo de montaña**



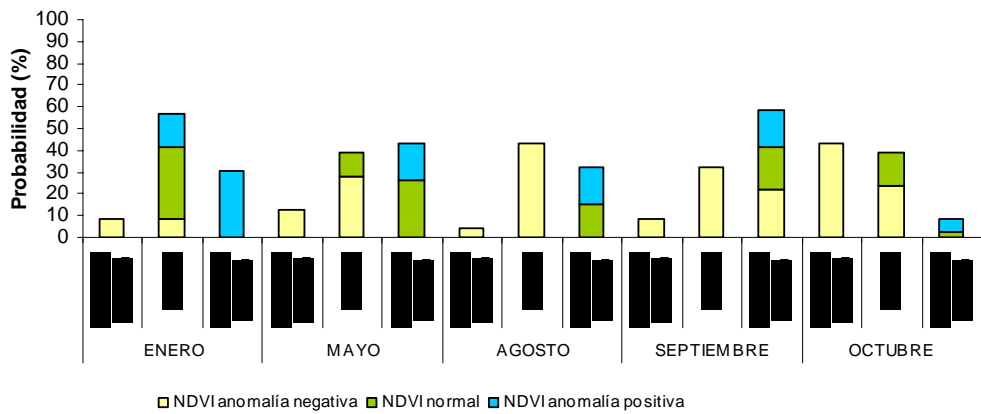
d

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Agricultura**



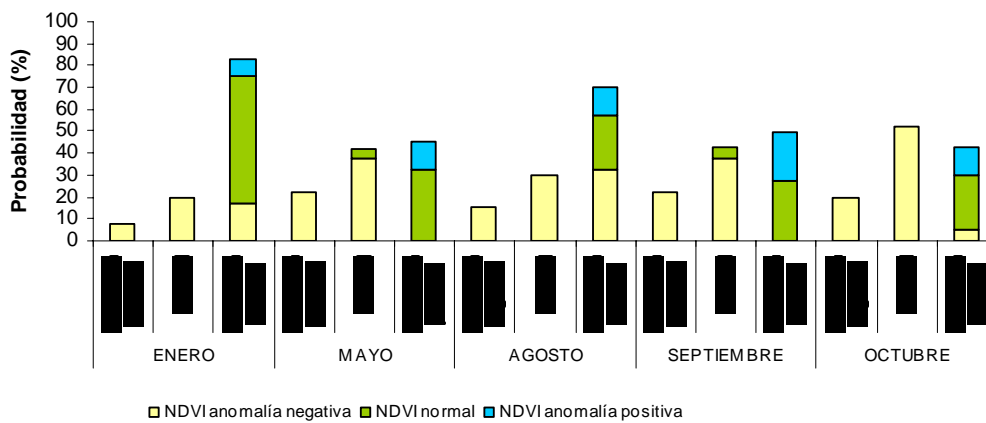
e

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Selva alta perennifolia**



f

**Probabilidad NDVI/Temperatura
Selva baja caducifolia**



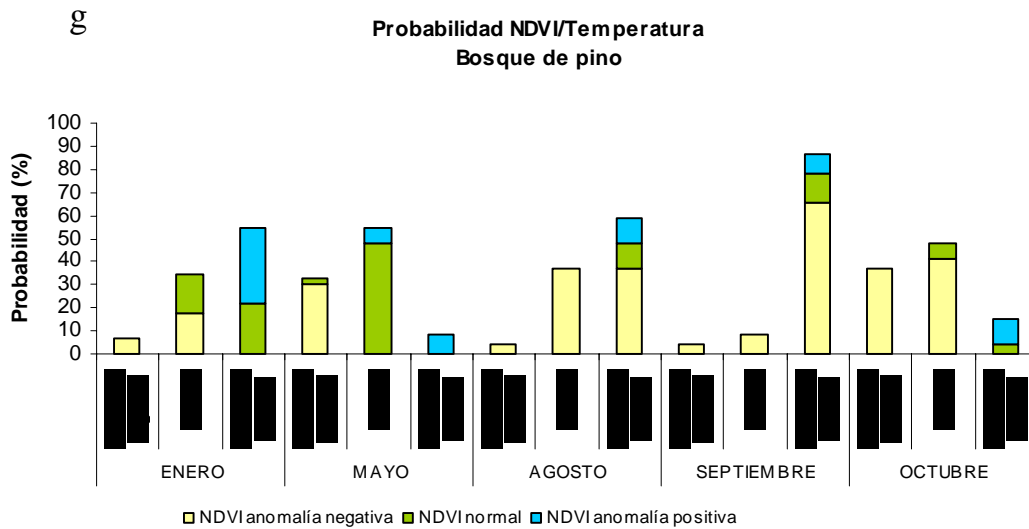


Figura 12. Probabilidad condicional de anomalías negativas, positivas y normales de NDVI dados las condiciones de anomalías de temperatura: negativa, normal o positiva para los tipos de vegetación más representativos de la Sierra Norte de Oaxaca: a) bosque de encino; b) bosque de pino-encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) pastizal; e) selva alta perennifolia; f) selva baja caducifolia; g) bosque de pino. Anomalías del NDVI; amarillo: negativa; verde: normal y azul: positiva

4. DISCUSIÓN

4.1 Tolerancias climáticas y tiempos de respuesta.

Diversos estudios han establecido las variaciones anuales del NDVI de largo plazo para regiones con diferentes tipos de vegetación como Estados Unidos, China e India (Wang et al. 2003; Yu et al. 2003; Prasad et al. 2005). Sin embargo son pocos los estudios que integran las relaciones del ciclo anual del clima con el NDVI. Los resultados de este estudio indican una correspondencia de los valores de los NDVI con los valores de precipitación, temperatura y el reverdecimiento de los tipos de vegetación de la SNO a nivel inter e intra-anual.

Los análisis espectrales permitieron identificar la velocidad de respuesta de cada tipo de vegetación ante los eventos de precipitación en la SNO por medio de la identificación de los ciclos y los retrasos en el verdor de la vegetación. Dichos ciclos indicaron que no obstante la presencia de años lluviosos, la vegetación responde con el mismo retraso y en las mismas fechas con respecto a años con precipitación normal. Sin embargo, en años secos o con atraso en el inicio de la época de lluvias, la vegetación parece adoptar mecanismos fisiológicos de uso eficiente del agua, que le permiten aprovechar cualquier evento de lluvia, y de esta manera, conservar valores normales de NDVI. Todo lo anterior sugiere que los mecanismos de adaptación autónoma de la vegetación a la variabilidad climática se presentan a nivel intra-anual y en lapsos relativamente cortos y no a nivel anual, condición que debe considerarse al evaluar la vulnerabilidad de la vegetación regional bajo escenarios de cambio climático. Explicaciones similares a las de este estudio fueron reportadas por Weiss y colaboradores (2004) para los bosques del sureste de los

Estados Unidos, en donde el verdor de la vegetación se relaciona con las anomalías mensuales de precipitación con las fechas de inicio y fin de la época de lluvias.

El orden en el que se presenta el periodo de reverdecimiento en la SNO sigue el gradiente altitudinal de la vegetación. Las áreas agrícolas pueden retrasarse 2 días, las selvas secas 8 días y los bosques 13 días en promedio ante un evento de precipitación. Este patrón en los retrasos del NDVI y su correlación con los periodos de lluvia quincenales durante toda la época de crecimiento también ha sido reportado para el noroeste de los Estados Unidos por Wang et al. (2003). En dicho estudio, las áreas de cultivos respondieron primero a los eventos de precipitación (8-11 días), después los pastizales (11-14 días) y finalmente los bosques templados (11-24 días). Asimismo, estudios de esta índole para India (Prasad et al. 2005), indicaron una correlación significativa entre la lluvia de 30 días, y el NDVI para las selvas secas y de 40 días en las selvas perennifolias.

Se ha reportado que a nivel global el efecto de años extremos sobre el NDVI se presenta con un retraso de uno o dos años (Dai y Fung 1993; Potter et al. 1999). Sin embargo, los resultados del presente estudio indican que en 21 años de análisis, el efecto de años extremos en la precipitación de la SNO se refleja casi inmediatamente en el NDVI. Lo anterior se debe probablemente a la característica monzónica del clima en el sur de México, donde la vegetación y la humedad del suelo dependen estrechamente del inicio súbito de la época de lluvias en el verano. Es por ello, que el reverdecimiento de la vegetación responde a condiciones locales o regionales y no de carácter global.

Por otro lado, se ha reportado que existe una relación directa entre la temperatura y el NDVI a nivel anual en China (Xiao y Moody 2004), en Europa (Chmielewski y Rotzer 2001) y en Estados Unidos (Wang et al. 2003). Sin embargo, los análisis espectrales

indican que no existe una correspondencia directa entre las temperaturas extremas y los retrasos de NDVI a nivel intra-anual para la SNO. Tampoco se encontró relación entre las anomalías de temperatura de largo periodo y el NDVI. Lo anterior sugiere que el factor climático de la vegetación a nivel intra-anual evaluado a través del NDVI es la precipitación, más que las temperaturas extremas (Wang et al. 2003; Yu et al. 2003; Hope et al. 2003; Peters et al. 2003). Contrariamente a lo que sucede en otras latitudes, en la región de estudio no existe una época de deshielo que se vea supeditada al aumento de las temperaturas al final del invierno, misma que activa las fenofases de foliación en especies caducifolias (Shutova et al. 2006).

Algunos estudios como los reportados para Asia (Yu et al. 2003) indican que la respuesta de la vegetación a la variabilidad climática depende de la humedad del suelo en los inicios de la primavera, por lo que las sequías influyen en el retraso del reverdecimiento anual. Es por ello, que además de la precipitación debe evaluarse la variabilidad de la humedad del suelo durante la época de crecimiento de las plantas. En la SNO, la humedad del suelo depende de la cantidad de precipitación. Al inicio de la estación de crecimiento en abril y mayo el suelo no alcanza la saturación con las primeras lluvias. Un balance hidrológico de la SNO (Gómez, *en preparación*) indica que es a finales de mayo y principios de julio cuando el suelo comienza a saturarse, y existe mayor humedad disponible para las plantas (Figura 13a). Es hasta junio que el suelo comienza a saturarse y coincide con los valores más altos del NDVI. El suelo conserva humedad después de finalizar las lluvias en octubre y permite que el valor NDVI no disminuya drásticamente hasta enero. Bajo un escenario de cambio climático (Figura 13b), el déficit de humedad puede ser mayor (hasta de 180 mm en mayo) y el superávit de humedad para las plantas puede presentarse hasta junio, con efectos en el verdor de la vegetación. Esto puede

reflejarse en el NDVI, ya que es en esta etapa activa cuando la vegetación es más vulnerable a los cambios hídricos (Paruelo y Lauenroth 1998; Gensuo et al. 2002; Wang et al. 2003).

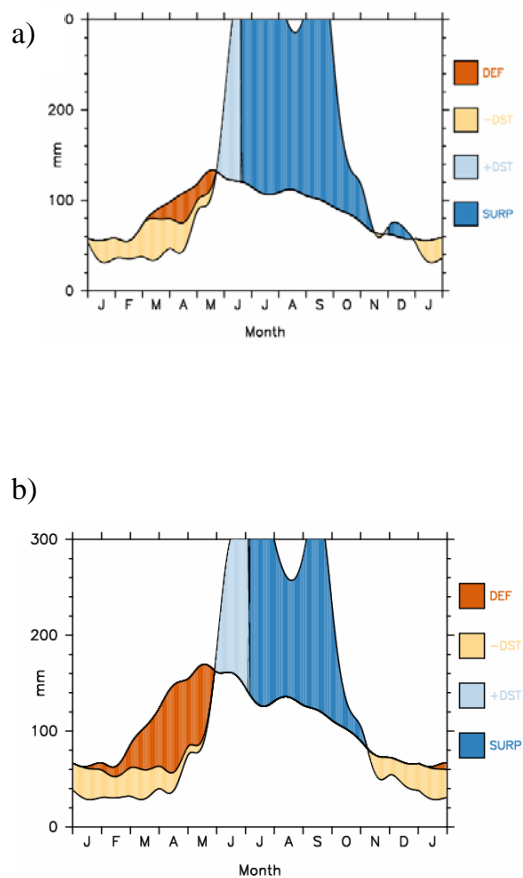


Figura 13. Balance hídrico para la Sierra Norte de Oaxaca a) bajo es escenario actual y b) bajo escenarios de cambio climático para 2050 para un aumento promedio anual de la temperatura de 2.0°C y una disminución de -10% de precipitación. DEF: Déficit de humedad del suelo; DST: carga estimada del suelo; y SURP: superávit (escurrimiento mas infiltración). Balance obtenido con el modelo WebWIMP versión 1.01.

Los resultados de la probabilidad condicional NDVI /precipitación de este estudio indicaron diferencias intra-anales entre los tipos de vegetación. Los bosques de pino-encino en la SNO tienen una anomalía positiva del NDVI en casi todo el periodo lluvioso del año (mayo-octubre). Sin embargo, los otros tipos de vegetación de bosques templados (encino, encino-pino) sólo alcanzan valores altos de NDVI si se presentan años con excesos de precipitación. Esto sugiere que las especies caducifolias de estos sistemas requieren de mayor precipitación para alcanzar las mismas tasas fotosintéticas que las especies perennifolias, ya que estas, al conservar sus hojas por varios años son comparativamente más competitivas. Por otro lado, las selvas altas de la SNO tienen bajas probabilidades de presentar NDVI bajos aún con años de sequías, ya que reciben precipitación tanto en verano como en invierno. Esto se debe a que las selvas altas pueden inhibir el crecimiento y fotosíntesis en periodos secos y disminuir la evapotranspiración (Wang et al. 2003). Finalmente, al inicio del periodo de lluvias, las selvas bajas presentan altas probabilidades de NDVI por debajo de la normal, y sólo en el periodo de mayor precipitación (agosto y septiembre) el NDVI presenta anomalías positivas. Eso indica que estos sistemas son más vulnerables a los años secos.

Todo lo anterior sugiere que los sistemas caducifolios o aquellos cuya fenología dependa de la precipitación como las selvas bajas caducifolias, los bosques de encino y pastizales, se encuentran muy cercanos a los umbrales de estrés durante los años de déficit de lluvia. Esta condición se acentúa si las lluvias no inician en mayo tal como se indica en el análisis de probabilidad condicional; años con sequía en ese mes presentan una probabilidad cercana al 40% de tener una anomalía negativa de NDVI. Sólo los bosques de encino-pino, pino y las selvas altas presentan NDVI dentro de la normal, aún bajo

condiciones de sequía, incluso si el periodo de lluvias no inicia en mayo. Esto último puede deberse a que la cantidad de humedad del suelo es aún alta durante mayo, como lo indica el balance de humedad para las zonas de mayor altitud en la sierra. Por otro lado, al igual que lo encontrado con los análisis espectrales, bajo condiciones de exceso de precipitación el NDVI no es alto para todos los tipos de vegetación. Esto sugiere que el aumento en la cobertura foliar en años húmedos no significa un incremento en el verdor de la vegetación (NDVI). Por el contrario, una mayor cantidad de lluvia inhibe la fotosíntesis (Davenport y Nicholson 1993). Por lo que un incremento en los eventos extremos (exceso de precipitación) bajo escenarios de cambio climático no significará un aumento en la productividad ni en el verdor de la vegetación (Chmielewski y Rötzer 2001; Prasad et al. 2005).

4.2 ENSO, variabilidad climática y NDVI

En este estudio se evidencia la relación directa entre ENSO, la variabilidad de la precipitación y el NDVI en la SNO. En años de El Niño intensos (años extremos) todos los tipos de vegetación tienden a presentar una anomalía negativa del NDVI (1987-1988 y 1997-1998) ya que se presentaron anomalías de TSM de +2.0 y +3.0 respectivamente. Nuestros resultados son comparables a los encontrados en el sureste de los Estados Unidos (Peters et al. 2003) en donde en fase cálida de ENSO existe sequía en los bosques templados y zonas agrícolas. Bajo condiciones neutrales de ENSO la vegetación presenta un alto NDVI, indicando posiblemente que bajo estas condiciones existen condiciones climáticas óptimas. Para el caso de la SNO, dichas condiciones climáticas óptimas para la vegetación se encuentra tanto durante la fase normal como en la fase fría de ENSO. Sin

embargo, para eventos El Niño moderados o débiles no todos los tipos de vegetación presentan anomalías negativas de NDVI; por el contrario, el efecto depende de la época del año en que se presente el fenómeno. Así, los efectos de aquellos eventos El Niño que inician en primavera y continúan en verano pueden tener mayores repercusiones en el NDVI (e.g. 1998), mientras que los eventos de El Niño de otoño invierno no tienen efecto en la vegetación de la SNO. Bajo estas condiciones, los tipos de vegetación más vulnerables a los eventos ENSO en la SNO son las selvas bajas y la agricultura ya que son las zonas de menor precipitación anual. Las mismas relaciones entre ENSO y el NDVI fueron reportadas por Weiss et al. (2004) en los bosques del sureste de Estados Unidos donde la vegetación presenta condiciones óptimas durante un evento ENSO neutro, disminuye durante la fase cálida y aumenta durante la fase fría.

4.3 Tendencias del NDVI y el cambio climático

Estudios regionales en Centroamérica han reportado una tendencia al aumento del NDVI (Cao et al. 2004) y en Alaska (Nemani et al. 2004; Stow et al. 2003; Hope et al. 2003). Sin embargo, en la SNO no hay evidencia de dicho aumento cuando menos en los últimos 20 años. Tampoco se observa un efecto de extensión de la época de crecimiento, contrario a lo encontrado en Europa (Chmielewski y Rotzer 2000) y en China y Centro de Asia (Xiao y Moody 2004). Esto puede sugerir que en latitudes tropicales hay un efecto diferente de las tendencias del aumento del verdor de la vegetación; lo que para el caso particular de la SNO pudiera estar influenciado por las condiciones fisiográficas de la región.

Bajo las condiciones actuales del clima en la zona de estudio, los resultados apuntan a que el efecto de las sequías sobre el NDVI depende de su duración y del mes en el que se inicie. Por ello, la detección temprana de los periodos de sequía es crucial para tomar

medidas de mitigación. Es necesario investigar a este respecto e identificar los periodos o meses en los que el verdor de la vegetación indica una sequía al considerar integralmente la precipitación y la humedad del suelo (Kogan 2002; Kogan et al. 2003).

No obstante que los valores umbrales del NDVI pueden ser una aproximación de los que se esperan bajo cambio climático, estos valores han estado cercanos a los niveles de estrés sólo en dos años de extrema sequía; 1988 y 1998, sin embargo la vegetación se recuperó en años subsecuentes. En cambio, bajo escenarios de cambio climático, ésta situación de estrés podría permanecer por muchos años, poniendo en riesgo la resistencia de los sistemas naturales.

5. CONCLUSIONES

Existe una relación directa entre el NDVI y la precipitación anual a escala regional. Dicha relación se encuentra modulada por la presencia de El Niño, al disminuir la precipitación particularmente en los años de mayor intensidad del fenómeno. El efecto de la variación inter e intra-anual de la relación NDVI-lluvia es mayor en los tipos de vegetación caducifolio y semicaducifolio que en los perennes. Por otra parte, la variabilidad intra-anual del NDVI presenta un retraso con respecto a los ciclos de lluvia, dicho retraso depende de las fenofases foliares de los distintos tipos de vegetación. De esta forma las selvas bajas caducifolias responden primero a los eventos de lluvia que los bosques templados y las selvas perennifolias. La metodología para determinar los valores umbrales del NDVI para los tipos de vegetación de la SNO a partir de técnicas estadísticas climatológicas, permitió identificar que los umbrales climáticos de cada tipo de vegetación del sitio de estudio se ubican en los años extremos de la climatología de corto plazo. En este sentido, este trabajo aporta elementos para futuras evaluaciones sobre la resiliencia de la vegetación ante el

cambio climático. Para ello, son necesarios estudios a mayor resolución espacial y ecológica (en comunidades, poblaciones y especies), así como estudios de la respuesta fisiológica de las especies. Finalmente, la probabilidad condicional aporta elementos para que, conociendo el pronóstico del clima con anticipación se pueda prever el grado de estrés que sufrirá anualmente la vegetación. Estos resultados pueden aplicarse para acciones de protección y conservación de la zona (la prevención de incendios, calendarios de reforestación, pronóstico de plagas etc.). Sin embargo, se requiere mayor investigación sobre los impactos en los sistemas naturales si se llegan a presentar condiciones climáticas extremas por más de dos años consecutivos.

REFERENCIAS

- Bordi, I., Fraedrich, K., Jiang, J.M. y Sutera, A. 2004. Spatio-temporal variability of dry and wet periods in eastern China. *Theoretical Applied Climatology* (79) 81-91.
- Brown, B.G. y Katz, R.W. 1991. Use of statistical methods in the search for teleconnections: past, present, and future. In: Glanz, M., Katz, R., y Nicholls, N. (eds.), *Teleconnections linking worldwide climate anomalies: Scientific basis and societal impact*, pp. 371-400. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Cao, M., Prince, S.D., Small, J., y Goetz, S.J. 2004. Remotely sensed interannual variations and trends in terrestrial net primary productivity 1981-2000. *Ecosystems* (7) 233-242.
- Chen, X., Xu, C.Y., Tan, Z. 2001. An analysis of relationship among plant community phenology and seasonal metrics of normalized difference vegetation index in the northern part of the monsoon region of China. *International Journal of Biometeorology*. (45) 170-177.
- Chmielewski y Rotzer, T. 2001. Responses of tree phenology to climate change across Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*. (108). 101-112.
- Dai, A. y Fung, I.Y. 1993. Can climate variability contribute to mission CO₂ sink?. *Global Biogeochemical Cycles*. (7) 599-609.

- Davenport, M.L. y Nicholson, S.E. 1993. On the relation between rainfall and the normalized difference vegetation index for diverse vegetation types in East Africa. *International Journal of Remote Sensing*. (12) 2369-2389.
- Dilley, M. 1997. Climatic factors affecting annual maize yields in the Valley of Oaxaca, Mexico. *International Journal of Climatology* (17) 1549-1557.
- Gensuo, J.J., Howard, E.H. y Waker, D.A. 2002. Spatial characteristics of AVHRR-NDVI along latitudinal transects in northern Alaska. *Journal of Vegetation Science* (13) 315-326.
- Ghil, M. y Yiou, P. 1996. Spectral methods: What they can and cannot do for climatic time series. In: Anderson, D.L.T. y Willebrand, J. (eds.), *Decadal climate variability: Dynamics and predictability*, pp. 445-482. Springer, Berlin, Germany.
- Gobbar, L., Manson, S.J., y Cane, M.A. Current approaches to seasonal to interannual climate predictions. 2005. International Research Institute for Climate Prediction. <http://iri.columbia.edu>
- Goddard, L. y Graham, N.E., 1999. The importance of the Indian Ocean for simulating rainfall anomalies over eastern and southern Africa. *Journal of Geophysical Research* (104) 19099 – 19116.
- Hope, A.S, Boynton, W.L y Stow, D.A. 2003. Interannual growth dynamics of vegetation in the Kuparuk river watershed, Alaska based on Normalized Difference Vegetation Index. *International Journal of Remote Sensing* (17) 1314-3425.
- Ichii, K., Kawaabata, A y Yamaguchi, Y. 2002. Global Correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990. *International Journal of Remote Sensing* (23) 3873-3878.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2002. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de Suelo y Vegetación. Serie II. Escala 1:250 000. Mexico.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. *Sintesis Report*. Cambridge University Press. 205 pp.
- IRI: International Research Institute for Climate Prediction. 2005. *The science and practice of seasonal climate forecasting at the IRI*. <http://iri.columbia.edu>
- Jolly, R y Runnig, S.W. 2004. Effects of precipitation on NDV and soil water potential on drought deciduous phenology in Kalahari. *Global Change Biology* (10) 303-308.
- Juárez, R, y Liu, W. 2001. FFT analysis on NDVI annual cycle and climatic regionality in north east Brazil. *International Journal of Climatology* (21) 1803-1820.

- Justice, C.O., Holben, B.N. y Gwynne, M.O. 1986. Monitoring East African vegetation using AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* (7). 1453-1474.
- Klein, S. A., Soden, B. J., y Lau, N. -C. 1999. Remote sea surface temperature variations during ENSO: Evidence for a tropical atmospheric bridge. *Journal of Climate* (12) 917– 932.
- Kogan, F. 2002. World Droughts in the New Millennium from AVHRR-based Vegetation Health Indices. *EOS, Transactions, American Geophysics Union* (48) 562-563.
- Kogan, F., Gitelson, A., Zakarin, E., Spivak, L y Lebed, L. 2003. AVHRR-based spectral vegetation index for quantitative assessment of vegetation state and productivity: calibration and validation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* (8) 899-906.
- Kramer, K., Leinonen, I. y Loustau, D. 2000. The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forest ecosystems: an overview. *International Journal of Biometeorology* (44) 67-75.
- Lieth, H. y Whittaker, R.H. (eds.). 1974. Primary productivity of the biosphere. Springer-Verlag. N.Y., US.
- Magaña, V., Amador, J.A., y Medina, S. 1999. The midsummer drought over Mexico and Central America. *Journal of Climate* (12) 1577-1588.
- Magaña, V., Vázquez, J.L., Pérez, J.L. y Pérez, J. 2003. Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional* (3) 313-330.
- Malo, A.R y Nicholson, S.E. 1990. A study of rainfall and vegetation dynamics in the African Sahel using normalized difference vegetation index. *Journal of Arid Environments* (19) 1-24.
- Manzo, L. y Meave, J.A. 2003. La vegetación vista desde el espacio: la fenología foliar a través de la percepción remota. *Ciencia* (julio-septiembre) 18-28.
- Mason, S. J., and Goddard, L., 2000. Probabilistic precipitation anomalies associated with ENSO. *Bulletin of American Meteorological Society*. (82):619-638.
- McCreary, J. P., Kundu, P. K., and Molinari, R., 1993. A numerical investigation of the dynamics and thermodynamics and mixed layer processes in the Indian Ocean. *Progress in Oceanography* (31), 181–244.
- Nemani, R., Keeling, C.D., Hashimiro, H., Jolly, W., Piper, S.C., Tucker, C.J., Myneni, R. y Running, W. 2004. Climate driven increases in global terrestrial net primary production from 1982-1999. *Science* (300) 1562-1563.

- Nicholson, S. E., 1997. An analysis of the ENSO signal in the tropical Atlantic and western Indian Oceans. *International Journal of Climatology* (17) 345–375.
- Nicholson, S.E., Tucker, C.J., y Ba, M.B. 1998. Desertification, drought, and surface vegetation: An example from the West African Sahel. *Bulletin of American Meteorological Society* (79) 815-829.
- Nicholson, S.E y Ferrar, T.J. 1994. The influence of soil type on the relationship between NDVI, rainfall and soil moisture in semiarid Botswana. *Remote Sensing Environment* (50) 107-120.
- Paruelo, J.M. y Lauenroth, W.K. 1998. Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* (25) 721-733.
- Peters, A.J., Ji, L. y Walther-Shea, E. 2003. Southeastern U.S. vegetation response to ENSO events (1989-1999). *Climatic Change* (60) 175-188.
- Potter, C.S., Klooster, S y Brooks, V. 2005. Interannual variability in terrestrial net primary production: exploration of trends and controls on regional to global scales. 1999. *Ecosystems* (2) 36-48.
- Prasad, V. K. Anuradha, E. y Badinath, K.V.S. 2005. Climatic controls of vegetation vigor in four contrasting forest types of India-evaluating from National Oceanic and Atmospheric Administration's Advanced Very High Resolution Radiometer datasets (1990-2000). *International Journal of Biometeorology* (50) 6-16.
- Reason, C. J. C., Allan, R. J., Lindsay, J. A., y Ansell, T. J., 2000. ENSO and climatic signals across the Indian Ocean basin in the global context: Part I, Interannual composite patterns. *International Journal. Climatology*. (20) 1285-1327
- Ruimy, A., Saugier, B y Dedieu, G. 1994. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production for remote sensed data. *Journal of Geophysical Research* (99) 5263-5283.
- Rundquist, B.C., Harrington, J.A., Goodin, D.G. 2000. Mesoscale satellite bioclimatology. *Professional Geographer* (52) 331-344.
- Semarnat-CNA-OMM. 2006. Malla. Versión 1.0. Datos de precipitación y temperatura de 1961-2000.
- Shutova, E., Wielgolaski, F.E., Karlsen, S.R., Makarova, O., Berlina, N., Filimonova, T., Haraldson, E., Aspholm, P.E., Flo, L. Y Hogda, A. 2006. Growing seasons on Nordic mountain birch in northernmost European as indicated by long-term field studies an analyses of satellite images. *Internatioanal Journal of Biometeorology* (51) 155-166.

- Stow, D., Daeschner, S., Hope, A., Douglas, D., Peterson, A., Mynen, R., Zhou, L. y Oechel, W. 2003. Variability of the seasonally integrated normalized difference Vegetation Index across the North Slope of Alaska in the 1990's. *International Journal of Remote Sensing* (5) 1111-1117.
- Tosic, I. y Unkasevic, M. 2005. Analysis of precipitation series for Belgrade. *Theoretical Applied Climatology* (80) 67-77.
- Tourre, Y. M., y White, W. B., 1997. Evolution of the ENSO Signal over the Indo-Pacific Domain. *Journal of Physical Oceanography* (27) 683– 696.
- Trenberth, K.E. 1997. The definition of El Niño. *Bulletin of American Meteorological Society* (78) 2771-2777.
- Tucker, C.T., Slayback, D.A., Pinzon, J.E., Los, S.O., Myneni, R.B., y Taylor, M.G., 2001. Higher northern latitude normalized difference vegetation index and growing season trends from 1982-1999. *International Journal of Biometeorology* (45) 184-190.
- Vidal, R. 2005. Las regiones climáticas de México. *Temas selectos de geografía de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. México, D.F. 212 pp.
- Von Storch, H. y Zwiers, F.W. 1999. *Statistical analysis in climate research*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wang, J., Rich, P.M. y Price, K. 2003. Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing* (11) 2345-2364.
- White, M.A., Thornton, P.E y Running, S.W. 1997. A continental phenology model for monitoring vegetation responses to inter-annual climatic variability. *Global Biogeochemical Cycles* (11) 217-234.
- Wilks, D.S. 1995. *Statistical methods in the atmospheric sciences: An introduction*. Academic Press, San Diego, US.
- Xiao, J y Moody, A. 2004. Trends in vegetation activity and their climatic correlates: China 1982-1998. *International Journal of Remote Sensing* (25) 5669-5689.
- Yu, F., Price, K., Ellis, J y Shi, P. 2003. Response of seasonal vegetation development to climatic variations in eastern central Asia. *Remote Sensing of Environment* (87) 42-54.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA NORTE
DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Capítulo 3

**Análisis de sensibilidad de los grupos funcionales de la Sierra Norte de Oaxaca al cambio
climático**

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LOS GRUPOS FUNCIONALES DE LA SIERRA NORTE DE OAXACA AL CAMBIO CLIMÁTICO

1. INTRODUCCIÓN

Muchos trabajos han proyectado el efecto del calentamiento global a escala de grandes zonas climáticas del planeta (Dunn y Winkler 1999; Both et al. 2004; Thomas 2005). Se ha sugerido también que ante modificaciones del clima los ecosistemas terrestres se expandirán o contraerán en su totalidad, ubicándose en zonas con climas que permitan su establecimiento (Parmesan y Yohe 2003). Sin embargo, de acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2007), estas aproximaciones distan mucho de ser realistas (Parmesan 2006) ya que no suponen cambios ni en la composición ni en el funcionamiento y estructura actual de los ecosistemas y no contemplan la variedad de respuestas regionales ante el cambio en el clima. Para tener una aproximación más realista del efecto del cambio climático en los sistemas naturales se requiere entonces de estudios con modelos regionales del clima, así como la consideración de otros factores ambientales que producirán cambios en la composición y dominio de las especies *in situ* (IPCC 2007). Bajo esta perspectiva, el término de grupos funcionales ayuda a identificar la tolerancia al cambio climático a nivel de grupos de especies.

Un grupo funcional es un conjunto de especies que exploran la misma clase de recursos ambientales de manera similar, es decir que sobreponen sus requerimientos de nicho (Root 1967; Grime et al. 1988; Gitay y Noble 1997; Westoby y Leishman 1997). El uso de grupos funcionales incluye propósitos como la descripción de atributos biológicos de la vegetación con relación al clima (Box 1981; Díaz y Cabido 1997) y con el cambio climático (Woodward 1993; Chapin et al. 1996). La reciente utilización del término grupos funcionales obedece a la necesidad de interpretar la alteración en el ambiente: el sobrepastoreo, el cambio de uso de suelo,

el fuego y el cambio climático (Díaz et al. 1999; Brovkin et al. 2006; Silva et al. 2006). Los grupos funcionales permiten evaluar la vulnerabilidad de las especies al cambio climático en términos de su efecto en la composición de la vegetación y de las formas de vida (i.e. árboles, arbustos, trepadoras y hierbas perennes y de su capacidad de dispersión, establecimiento y competencia (Westoby y Leishman 1997). De hecho, algunos grupos funcionales se definen por las respuestas de las plantas (tamaño de la hoja, altura de la copa, porcentaje de madera, fenología, masa de semillas y forma de la semilla) para enfrentar las perturbaciones a escala regional (Budowski 1965; Southwood 1977; Whittaker 1975; Bazzaz 1979; Grime 1977; Greenslade 1983).

Para el Proyecto de Cambio Global y Ecosistemas Terrestres (GCTE, por sus siglas en inglés) la definición de grupos funcionales tiene como objetivo el predecir las respuestas de las especies bajo una gama de síndromes ambientales y para ello define la siguiente relación matemática:

$$f(\{X_1+X_2+X_3\} \{X_4+X_5\} \dots \{...+X_n\}, E)$$

donde X_i representa a las especies, $\{X\}$ son los grupos funcionales y E es el medio biótico y abiótico no incorporado. Para determinar las eventuales respuestas de los grupos funcionales ante el cambio global, el proyecto del GCTE requiere no sólo de las actuales combinaciones de estos grupos, sino también los futuros escenarios (E) (Westoby y Leishman 1997). Dado que la selección de los rasgos para delimitar los grupos funcionales mundiales lleva tiempo, se han adoptado estrategias de estudios a escalas regionales (Rutherford et al. 1995).

Algunos estudios clásicos (Rietz 1931; Box 1981) y recientes (Carey 1995; Cornelissen et al. 2003; Retuerto y Caballeira 2004) coinciden en que la respuesta climática sería la base para dividir especies en grupos funcionales, ya que algunos de los parámetros climáticos son

descriptores de la distribución de especies (Myklestad y Birks 1993; Carey 1996). En la aproximación de Woodward (1977), la definición de grupos funcionales de acuerdo con un primer filtro de variables del clima se llaman *grupos de respuesta climática*. Para predecir la respuesta de la vegetación a los cambios climáticos, se requiere cierto grado de simplificación para parametrizar estos procesos en un modelo de cambio climático. Para ello, esfuerzos como los de Laurent et al. (2004); Rutherford et al. (1995); Laurent y Vilá (2003) y Boer y Stafford (2003), se orientan a determinar especies indicadoras para fines de monitoreo ambiental, conservación y manejo.

Para definir los grupos de respuesta climática, algunos estudios indican que, los valores de las temperaturas máximas y mínimas, definen la sobrevivencia de las especies (Woodward 1987; Retuerto y Carballeira 2004). Así, el esquema de filtros ambientales propuesto por Woodward (1993) para definir grupos funcionales supone que, al inicio, todas las especies pueden estar presentes y en la medida que se aplican los diferentes filtros, se irán eliminando algunas de ellas. Este método se inicia con el filtro de las temperaturas extremas, luego con umbrales de temperatura y finaliza con la temperatura óptima para el desarrollo de las especies. Las comparaciones se hacen a nivel de género o de familia, y se concluye que la función se desempeña por un mecanismo fisiológico común dentro del género o de la familia (Woodward 1993).

Para identificar grupos funcionales desde el punto de vista ambiental y no sólo climático, Walker (1992) parte de las condiciones ambientales en términos de un conjunto mínimo de condiciones climáticas, de suelo y de disturbios que puede determinar cuáles plantas pueden existir. Dichas condiciones pueden ser a) humedad disponible a la planta (lluvia anual total, estacionalidad, variación interanual, extremos de variación); b) temperatura (máxima, mínima y óptima) c) disponibilidad de nutrientes (suelos fértiles o infértiles, asociaciones de micorrizas) y

d) fuego (frecuencia, estacionalidad e intensidad). Estudios como los de Laurent et al. (2004) utilizan algunas variables climáticas como la precipitación, temperatura, insolación, frecuencia de suelo congelado y el número de día de crecimiento para identificar las tolerancias de las especies en grandes regiones. El resultado de este tipo de análisis son grupos de especies (agrupados por formas de vida) y sus rangos de tolerancia climática actual (Retuerto y Carballeira 2004). Dicha tolerancia climática actual puede compararse con escenarios de cambio climático para evaluar la vulnerabilidad de los grupos en el futuro (Westoby y Leishman 1997), ejercicios que no se encuentran reportados aún para México.

Los grupos funcionales deben evaluarse a la luz de escenarios de cambio climático regionales, ya que resulta importante verificar si bajo las condiciones climáticas futuras las especies podrán sobrevivir, y de esta manera evaluar su vulnerabilidad (GCTE 1997). Dicha evaluación debe considerar la tolerancia de las especies a la variabilidad climática para identificar tendencias a largo plazo (Díaz et al. 2004). Algunos trabajos sugieren que bajo escenarios de cambio climático las comunidades vegetales en regiones montañosas pueden adoptar mecanismos de adaptación autónoma, como migrar de una montaña a otra o bien hacia mayores altitudes (Fagre 2003). Dicha adaptación dependerá del grado de tolerancia de las especies, de su capacidad de dispersión, colonización y establecimiento en nuevos hábitat. Dada la configuración fisiográfica de México, las regiones montañosas serán unas de las más afectadas por el cambio climático. Algunos estudios con escenarios de cambio climático para México apuntan a que las regiones de bosques templados disminuirán en cerca del 30% (Villers y Trejo 1998). No obstante lo anterior, en el futuro, la vegetación dependerá no sólo de la tolerancia climática, sino de todos los elementos biofísicos de los que depende la sobrevivencia de un grupo de plantas. Por lo anterior, resulta importante definir las condiciones biofísicas en las que

actualmente habita un grupo funcional (distribución actual) para poder predecir su tolerancia al cambio climático y su capacidad de respuesta.

Oaxaca es el segundo estado en riqueza de especies de México, después de Chiapas (García-Mendoza 2004). En total, Oaxaca cuenta con 251 familias, 1,824 géneros y 7,399 especies, alrededor del 35% de las angiospermas de México (Villaseñor 2003) y 33% de las gimnospermas (Medina y Dávila 1997). La Sierra Norte de Oaxaca (SNO) ha sido descrita como un centro de diversidad de plantas (Dávila et al. 1997) y como región terrestre prioritaria para la conservación (Arriaga et al. 2000). La Sierra de Juárez por su parte, representa el límite septentrional de muchos *taxa* mesoamericanos de montaña y son de importancia para los géneros *Begonia*, *Quercus*, *Miconia* y *Piper*, y aunque no es una región suficientemente colectada, se calcula que existen 2,000 especies con alto grado de endemismo (Dávila et al. 1997). Por otro lado, la amplitud de gradientes ambientales en la SNO ha dado origen a una variedad de tipos de vegetación (selvas altas perennifolias, selvas bajas caducifolias, bosques templados, bosques mesófilos y pastizales) y de climas (INEGI 2002; Trejo 2004; Vidal 2005); lo cual convierte a esta región en un modelo para evaluar la susceptibilidad de los ecosistemas al cambio climático en el sureste de México. Por otra parte la actividad forestal comunitaria (Challenger 1998), la importancia del manejo de la biodiversidad por las diversas etnias que allí habitan (Ordoñez 2004; Martínez 2005) y la inminente amenaza del cambio climático sobre sus bosques y selvas (Semarnat 2006), hacen necesario realizar estudios sobre la vulnerabilidad de los grupos funcionales al cambio climático en esta región. En este sentido las preguntas que se plantean para este estudio son: con base en su tolerancia climática actual, ¿cuáles son los grupos funcionales más vulnerables al cambio climático?. ¿cómo se afectará la distribución geográfica y las formas de vida de las especies bajo estos escenarios de cambio climático. Los objetivos particulares de este estudio son: a) caracterizar los géneros y especies dominantes en la SNO; b) determinar

grupos funcionales por formas de vida y distribución biogeográfica; c) caracterizar los gradientes climáticos y altitudinales de los grupos funcionales y d) definir la vulnerabilidad de los grupos funcionales bajo escenarios de cambio climático en la región.

La hipótesis de trabajo de este capítulo establece que dado que los géneros de plantas en la SNO están distribuidos de acuerdo a gradientes ambientales que incluyen al clima como el principal factor de su distribución, entonces bajo escenarios de cambio climático de escala regional los grupos funcionales de tolerancia climática y ambiental amplias se verán afectadas en menor medida que aquellas de tolerancias ambientales restringidas.

2. METODOLOGÍA

2.1 Sitio de estudio

La Sierra Norte de Oaxaca se encuentra ubicada en el sur de México entre los 16 y 18° de latitud norte y entre los 96 y 98° de latitud oeste, y su altitud varía de 30 a 3200 m. Dicho gradiente altitudinal da origen a ecosistemas variados desde las selvas altas perennifolias hasta los bosques de pino, incluyendo regiones de selvas bajas, pastizales y bosques mesófilos de montaña (INEGI 2002). Asimismo, la región tiene una variedad de pisos climáticos desde los cálidos y semicálidos a los templados y de los húmedos y subhúmedos (Trejo 2004). Las actividades principales son la extracción forestal de productos maderables y no maderables en el 15% de sus unidades de producción rural y la agricultura y recolección en el resto del territorio (INEGI 1991). La participación comunitaria en el manejo forestal sustentable ha sido eje de la economía de esta región desde mediados de los años 70 en los siete municipios del centro de la región entre los que destacan Santa Catarina Ixtepeji e Ixtlán de Juárez (Martínez 2005). Sin embargo, el avance no planificado de las actividades agrícolas y pecuarias en el sureste de la SNO han

ocasionado el avance de la fragmentación en zonas de bosques y selvas (Gómez et al. 2006), lo que constituye una amenaza a su biodiversidad.

2.2 Caracterización de géneros y especies dominantes

2.2.1 Bases de datos biológicos

Para caracterizar los grupos funcionales se obtuvo un inventario de las especies de plantas presentes en la SNO. Dicha base se conformó de 149,059 registros de sitios de colecta provenientes de los bancos de información tanto de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), como del herbario del Centro de Investigaciones Interdisciplinarias Regionales de Oaxaca (CIIDIR-Oaxaca). Las coordenadas geográficas de los sitios de colecta fueron verificadas en la Conabio mediante el método de georreferenciación de Proctor et al. (2001) y Conabio (2006). Del total de registros de ambas instituciones se obtuvieron 671 especies agrupadas en 267 géneros. La clasificación de cada género por forma de vida (árbol, arbusto y herbáceas) se realizó con base en la metodología propuesta por Maberly (1982) y Standley (1982). La distribución biogeográfica se realizó con base en MacDonald (2003) para definir aquellas especies de afinidad neártica, neotropical o cosmopolita. De esta forma, la base de datos final se integró por los siguientes variables: número de identificación del registro, institución, localización geográfica del sitio de colecta, fecha de colecta, colector, colección y/o herbario, forma de vida y distribución biogeográfica; así como familia, género, especie, subespecie y autoridad.

2.2.2 Grupos climáticos

Para caracterizar los grupos climáticos o grupos de respuesta climática, que son aquellos conjuntos de especies con tolerancias climáticas similares (Westoby y Leishman 1997), se

siguieron las metodologías de Lloret y Vilá (2003) y Laurent et al. (2004). Estos autores proponen identificar las especies dominantes fisonómicas, ya que de acuerdo con Díaz et al. (1999) y Kahmen et al. (2004) tienen la característica de sobrevivir a variaciones del clima por largos periodos, por lo que son excelentes grupos funcionales para estudiar efectos del cambio climático. Para este estudio, se obtuvo una lista de las especies dominantes fisonómicas de los siete tipos de vegetación de mayor cobertura en la Sierra Norte de Oaxaca y que se distribuyen de acuerdo a un gradiente climático altitudinal en la zona (Dávila et al. 1997) constituido por bosque de pino y *Abies*, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, matorral, selva alta perennifolia, selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia (INEGI 2002). Las especies dominantes para la región se obtuvieron de acuerdo con INEGI (1973), Campos et al. (1992) y Torres-Colín (2004).

2.3 Determinación de grupos funcionales y gradientes ambientales

La determinación de los grupos funcionales se inició mediante una clasificación *a priori* de las especies dominantes de acuerdo con Paine (1980). Para este propósito se identificaron las formas de vida (árboles y arbustos) y tipos de vegetación de la región de estudio. Posteriormente, se integraron las características climáticas y ambientales de las especies presentes en la zona de estudio, mediante una clasificación de grupos de especies de acuerdo a la propuesta de Leishman (1992). Se seleccionó inicialmente un grupo de parámetros ambientales que definen la distribución de la vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca basado en Campos et. al (1992) y Torres Colín (2004). Entre las variables consideradas se encuentran: altitud, tipos de vegetación, precipitación y temperatura. Dichos parámetros fueron caracterizados a nivel espacial por medio de cartografía digital ya existente para la zona: mapa hipsométrico escala 1:250,000 (INEGI et

al. 1990), precipitación total anual, temperatura media anual, temperatura máxima y temperatura mínima escala 1:1,000,000 (García 1998 a -d).

De esta manera, la tolerancia ambiental de las especies se definió mediante una sobreposición cartográfica entre los sitios de colecta georreferenciados de la base de datos de especies y los parámetros ambientales por medio de Arc-View (ver 3.2). Los rangos de cada variable ambiental corresponden a la establecida en la cartografía y a los gradientes ambientales. Para la altitud se establecieron 5 rangos: de 0 a 200, 200 a 500, 500 a 1000, 1000 a 2000 y 2000 a 3000 m. Las categorías de vegetación fueron: bosque de pino, bosque de encino, bosque de pino-encino, bosque de encino-pino, bosque mesófilo de montaña, selva alta perennifolia, selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia y agricultura. La precipitación total anual se clasificó en 8 rangos: 300 a 500, 500 a 800, 800 a 1200, 1200 a 1800, 1800 a 2000, 2000 a 3000, 3000 a 4000 y 4000 a 5000 mm y que corresponden a gradientes pluviométricos altitudinales. La temperatura media se definió en 8 rangos: 10 a 12, 12 a 14, 14 a 16, 16 a 18, 18 a 20, 20 a 22, 22 a 24 y 24 a 26 °C. Mientras que la temperatura máxima se categorizó en 13 rangos: 18 a 20, 20 a 22, 22 a 26, 26 a 28, 28 a 30, 30 a 32, 32 a 34, 36 a 38, 38 a 40, 40 a 42 y 42 a 44°C. Finalmente la temperatura mínima se ordenó en 9 categorías: de -2 a 0, 0 a 2, 2 a 4, 4 a 5, 5 a 6, 6 a 8, 8 a 10, 10 a 12 y 12 a 14°C. Ambos rangos de temperaturas extremas (máxima y mínima) corresponden con los pisos térmicos de acuerdo con la altitud.

El resultado de la sobreposición se introdujo en las llamadas *matrices género-variable* (Laurent 2004). Dichas matrices caracterizan los rangos de tolerancia ambiental de cada especie con base en su presencia (Montaña y Greig 1990). Las matrices fueron ordenadas por géneros (renglones) y por variables ambientales (columnas). El interior de cada matriz indicó la presencia del género de valor igual a 1 o ausencia igual a cero. Con base en este matriz se identificaron los rangos de tolerancia ambiental de los tipos de vegetación dominantes en la zona de estudio:

bosque de pino, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, matorral, selva alta perennifolia, selva mediana subperennifolia y selva baja caducifolia. Para cada uno de estos tipos de vegetación, se identificaron los géneros que se cumplieran con todos los rangos ambientales, esto es, siguiendo el método de filtros (Woodward 1993). Finalmente, con las matrices género-variable se construyeron gráficas de número de registros por rangos ambientales para cada uno de los siete tipos de vegetación por cada variable climática (temperatura media, máxima, mínima y precipitación total anual) para precisar su rango de distribución.

2.4 Vulnerabilidad de grupos funcionales bajo escenarios de cambio climático

Para caracterizar el efecto del cambio climático en los grupos funcionales se obtuvo el ensamble de Modelos de Circulación General de la Atmósfera (MCG) para la zona de estudio mediante el Tyndall Centre (Mitchell et al. 2004) donde se registran los cambios en la temperatura y precipitación para 2020, 2050 y 2080. Esto permitió identificar las tendencias regionales del cambio climático sin diferenciar la variabilidad al interior de la sierra. Los ensambles de modelos MCG permiten distinguir, mediante un diagrama de dispersión, las diferencias entre modelos y escenarios de emisión (A1, A2, B1 y B2) y así identificar dónde coinciden las proyecciones del clima (Semarnat 2006). Para determinar a mayor detalle las tendencias de la temperatura y precipitación bajo escenarios de cambio climático para los tipos de vegetación de mayor representación espacial en la resolución del MCG (bosques de encino, bosque de pino, selva alta perennifolia y selva baja caducifolia) se obtuvieron los cambios de temperatura y precipitación para el 2050 derivados del MCG japonés (Mizuta et al. 2006) con una resolución de 2 por 2 Km. De la misma manera se obtuvieron los valores de temperatura y precipitación tanto para del escenario base como para el año 2050. Con los resultados del ensamble y del modelo japonés, se

identificó la tolerancia de los grupos funcionales por tipo de vegetación a cambios en el clima en función a su preferencia climática actual.

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza de especies

La SNO presenta una gran riqueza de especies derivadas de su amplia variedad de ambientes físicos. De los 267 géneros de plantas registrados, 26 de ellas correspondieron a formas de vida arbóreas y 50 arbustivas, el resto de ellos eran herbáceas y no fueron consideradas en este análisis. La historia geológica y climática de la zona ha dado origen a que en ella se presenten especies de diversas afinidades biogeográficas. La distribución biogeográfica indica que 93 de las especies estudiadas son neárticas, 188 neotropicales, 42 paleárticas, 21 etiópicas, 24 orientales, 15 australianas y 32 cosmopolitas (*sensu* Standley 1982). Por otra parte la distribución de los sitios de colecta (Figura 1), indica que la mayoría de ellos se presenta en zonas de bosques y selvas altas, lo que sugiere un mayor esfuerzo de colecta en estos ambientes. Se obtuvo un listado de 87 especies dominantes fisonómicas para siete tipos de vegetación derivados de la información bibliográfica señalada arriba (Tabla 1). Sólo 40 de ellas estuvieron representadas en la base de datos definida para este estudio.

Tabla 1. Especies dominantes fisonómicas por tipo de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca

Tipo de vegetación	Especies dominantes fisonómicas	
	Arbóreas	Arbustivas
Bosque de pino y Abies	<i>Abies hickelii</i> * <i>Juniperus flaccida</i> * <i>Pinus ayacahuite</i> * <i>Pinus devoniana</i> * <i>Pinus hartwegii</i> * <i>Pinus oocarpa</i> * <i>Pinus patula</i> * <i>Pinus teocote</i> * <i>Quercus crassifolia</i> * <i>Quercus elliptica</i> * <i>Quercus laeta</i> *	<i>Amelanchier denticulata</i> * <i>Arteostaphylus pungens</i> <i>Baccharis heterophylla</i> * <i>Bejaria aestuans</i> * <i>Calliandra grandifolia</i> * <i>Gaultheria acuminata</i> * <i>Rhus virens</i> <i>Arbutus xalapensis</i> * <i>Comarostaphylis discolor</i> <i>Litsea neesiana</i> * <i>Roldana sartorii</i>
Bosque de encino	<i>Carpinus caroliniana</i> <i>Quercus elliptica</i> * <i>Quercus laeta</i> * <i>Quercus rugosa</i> * <i>Quercus scytophylla</i> * <i>Styrax argenteus</i> *	<i>Comarostaphylis discolor</i> <i>Gaultheria acumina</i> <i>Listea glaucescens</i> * <i>Lyibua squamulosa</i> <i>Myrica cerifera</i>
Bosque mesófilo de montaña	<i>Clethra sp</i> * <i>Dendropanax populifolius</i> * <i>Ilex discolor</i> <i>Liquidambar styraciflua</i> <i>Persea americana</i> * <i>Pinus patula</i> * <i>Podocarpus matudae</i> <i>Quercus candicans</i> * <i>Saurauia spp</i> * <i>Styrax glabrescens</i> * <i>Weinmannia pinnata</i>	<i>Calyotranthes schiedeana</i> <i>Miconia lonchophylla</i>
Matorral		<i>Acacia farnesiana</i> * <i>Bursera sp.</i> <i>Haematoxylon brasiletto</i> <i>Mimosa sp.</i> * <i>Prosopis laevigata</i> <i>Brahea dulcis</i> * <i>Ipomea murucoides</i> *
Selva alta perennifolia	<i>Calophyllum brasiliense</i> <i>Cordia alliodora</i> <i>Dialium guianense</i> <i>Tapirira mexicana</i> <i>Terminalia amazonia</i>	<i>Cymbopetalum bailloni</i> <i>Ficus sp</i> <i>Guatteria galeottiana</i> <i>Miconia sp.</i> *
Selva mediana subperennifolia	<i>Albizia guachapele</i> <i>Aspidosperma megalocarpon</i> <i>Brosimum alicastrum</i> <i>Cedrela odorata</i> <i>Mankara chicle</i> <i>Protium copal</i> <i>Schizolobium parahyba</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Heliocarpus appeduncularis</i> *	<i>Dioon spinulosum</i> <i>Sabal mauritiiiformis</i>
Selva baja caducifolia	<i>Astronium graveolens</i>	<i>Acacia sp.</i> *

Tipo de vegetación	Especies dominantes fisonómicas	
	Arbóreas	Arbustivas
	<i>Bursera simaruba</i> <i>Ceiba aesculofolia</i> <i>Conzattia multiflora</i> <i>Cordia alegnoides</i> <i>Euphorbia schlechtendalli*</i> <i>Gyrocarpus mocinnol</i> <i>Havaridia campylacantha</i> <i>Jacaratia mexicana</i> <i>Lonchocarpus emarginatus</i> <i>Lysiloma acapulcense</i> <i>Plumeria rubra</i> <i>Pseudobombax ellipticum</i>	<i>Ipomoea sp*</i>

*Especies que aparecen en el la base de datos de CIIDIR y Conabio
 Fuentes: INEGI (1973), Campos et al. (1992) y Torres-Colín (2004).

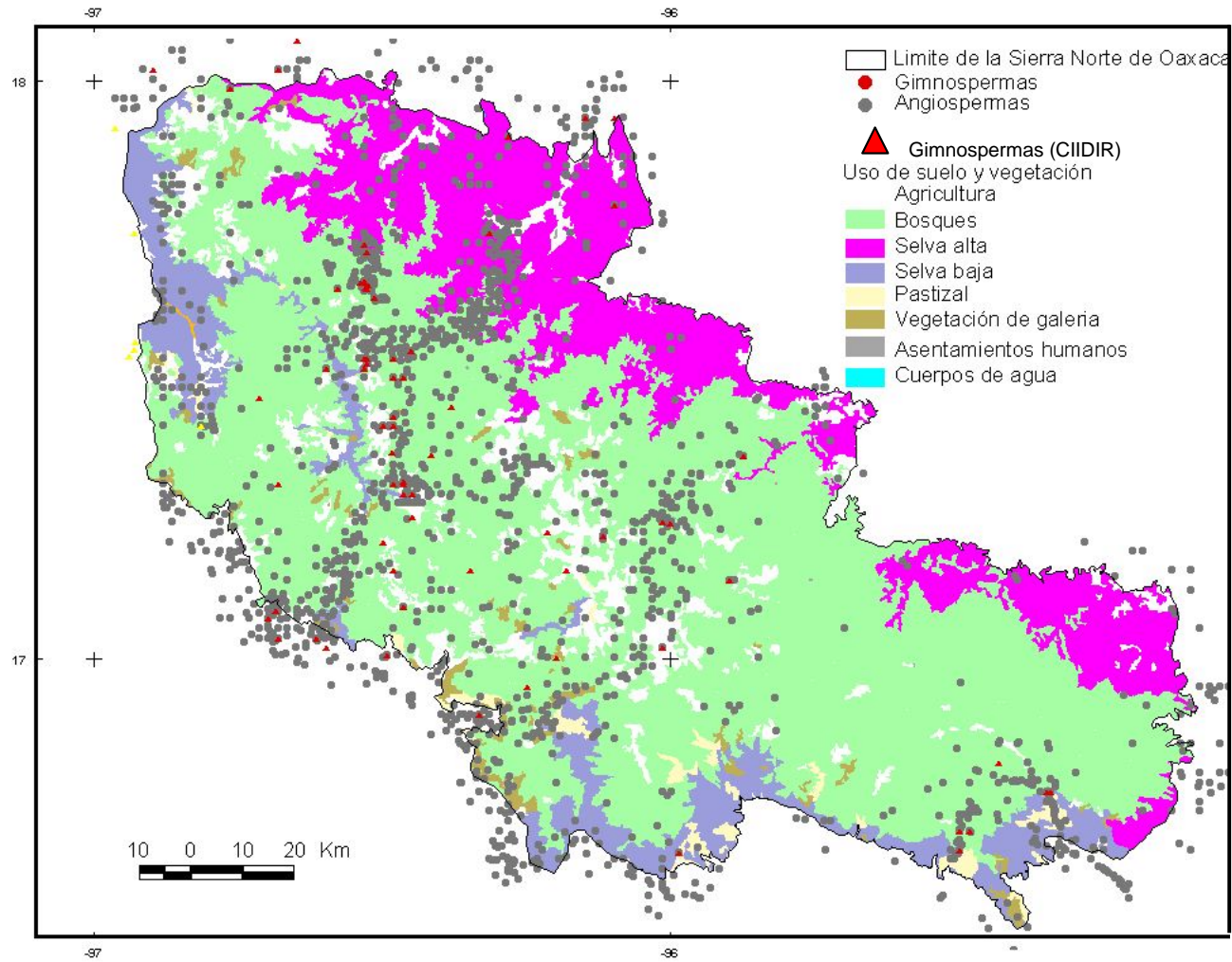


Figura 1. Distribución de sitios de colecta de especies de plantas en SNO. (Fuentes: CIIDIR-Conabio)

3.2 Distribución de especies por gradientes ambientales

3.2.1 Altitud

De acuerdo a las matrices de datos, las especies se ordenaron en grupos altitudinales que corresponden a los pisos de vegetación (Tabla 2). Por afinidad altitudinal se caracterizaron *Abies*, *Pinus*, *Juniperus*, *Quercus*, *Litsea* y *Bejaria* que constituyen dominantes fisiológicos bosques de pino y abetos a elevaciones pero también dominantes en bosque de encino por arriba de los 2,000 m (Tabla 2). *Abies*, *Pinus* y *Quercus* también son géneros compartidos con los bosques mesófilo caracterizados por la presencia de géneros como *Clethra*, *Dendropanax* y *Miconia* distribuidos entre los 800 y 2,500 m. *Acacia*, *Mimosa* y *Brahea* son géneros que pueden presentarse tanto en matorrales como en selvas bajas caducifolia ya que comparten los mismos rangos altitudinales entre 800 y 1,000 m. (Tabla 2). En las selvas altas perennifolias se ubican también especies de bosque mesófilo como *Clethra*, *Dendropanax*, *Miconia* y *Persea* e incluso *Quercus*, localizados todos ellos entre 0 y 1,000 m (Tabla 2). Especies dominantes de las selvas altas (Tabla 1) no presentaron registro en la base de datos de este estudio.

Tabla 2. Grupos funcionales de la Sierra Norte de Oaxaca

Tipo de vegetación	Rangos de variables ambientales		Géneros
Bosque de pino y <i>Abies</i>	Temperatura media (°C)	14 a 22	<i>Abies</i>
	Temperatura máxima (°C)	26 a 34	<i>Pinus</i>
	Temperatura mínima (°C)	-2 a 5	<i>Arbutus</i>
	Precipitación (mm)	500 a 2000	<i>Bejaria</i>
	Altitud (m)	2500 a 3500	<i>Juniperus</i> <i>Quercus</i> <i>Litsea</i>
Bosque de encino	Temperatura media (°C)	18 a 22	<i>Abies</i>
	Temperatura máxima (°C)	26 a 36	<i>Pinus</i>
	Temperatura mínima (°C)	0 a 6	<i>Juniperus</i>
	Precipitación (mm)	500 a 1800	<i>Amelanchier</i>
	Altitud (m)	800 a 2000	<i>Bejaria</i> <i>Quercus</i> <i>Litsea</i>
Bosque mesófilo de montaña	Temperatura media (°C)	18 a 24	<i>Abies</i>
	Temperatura máxima (°C)	28 a 38	<i>Pinus</i>
	Temperatura mínima (°C)	0 a 12	<i>Clethra</i>
	Precipitación (mm)	800 a 2500	<i>Dendropanax</i>
	Altitud (m)	1000 a 2500	<i>Miconia</i> <i>Persea</i> <i>Saurauia</i> <i>Quercus</i>
Matorral	Temperatura media (°C)	18 a 26	<i>Acacia</i>
	Temperatura máxima (°C)	28 a 36	<i>Brahea</i>
	Temperatura mínima (°C)	2 a 10	<i>Mimosa</i>
	Precipitación (mm)	500 a 800	<i>Ipomoea</i>
	Altitud (m)	800 a 1000	
Selva alta perennifolia	Temperatura media (°C)	22 a 26	<i>Clethra</i>
	Temperatura máxima (°C)	26 a 44	<i>Dendropanax</i>
	Temperatura mínima (°C)	6 a 14	<i>Miconia</i>
	Precipitación (mm)	3000 a 4000	<i>Persea</i>
	Altitud (m)	0 a 100	<i>Quercus</i>
Selva mediana subperennifolia	Temperatura media (°C)	22 a 26	<i>Heliocarpus</i>
	Temperatura máxima (°C)	32 a 40	<i>Clethra</i>
	Temperatura mínima (°C)	6 a 14	<i>Dendropanax</i>
	Precipitación (mm)	2000 a 2500	<i>Miconia</i>
	Altitud (m)	200 a 400	<i>Persea</i> <i>Quercus</i> <i>Pinus</i>
Selva baja caducifolia	Temperatura media (°C)	18 a 26	<i>Ipomoea</i>
	Temperatura máxima (°C)	34 a 44	<i>Acacia</i>
	Temperatura mínima (°C)	6 a 4	<i>Mimosa</i>
	Precipitación (mm)	500 a 1800	<i>Brahea</i>
	Altitud (m)	600 a 800	

3.2.2 *Temperatura media*

Las especies de arbustos y algunos árboles de zonas de bosques templados (excepto *Abies*, *Pinus* y *Quercus*) tienen una amplia tolerancia térmica en la SNO (Tabla 2). Dichos géneros están presentes tanto desde los bosques mesófilos de montaña (entre los 18 y 24°C) hasta los bosques de pino y *Abies* (entre los 14 y 22°C). Los matorrales se distribuyen entre los 18 y 26°C con géneros como *Acacia*, *Brahea*, *Mimosa* e *Ipomea*. Las selvas altas y medianas presentan el mismo rango térmico (22 a 26°C), pero no incluyeron los mismos géneros (Tabla 2). La mayor distribución de registros para los tipos de vegetación se presentó entre los 18 y 20°C (Figura 2). Géneros compartidos entre los bosques mesófilos y los bosques templados pueden estar presentes desde los 10 a los 26°C (Figura 2). Por otra parte, géneros de matorrales, selvas altas perennifolias y selvas bajas caducifolias pueden presentarse desde los 18 a los 26°C (Figura 2).

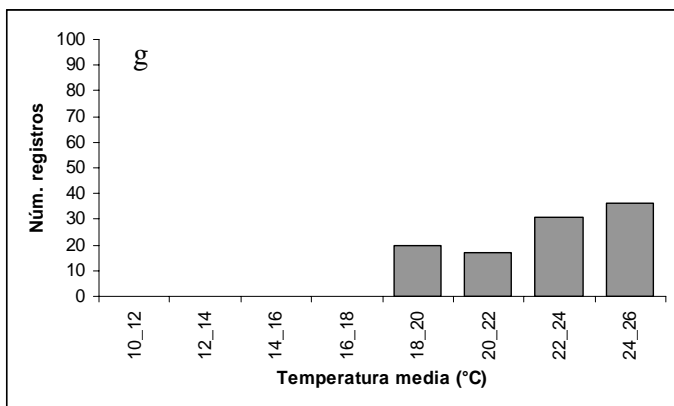
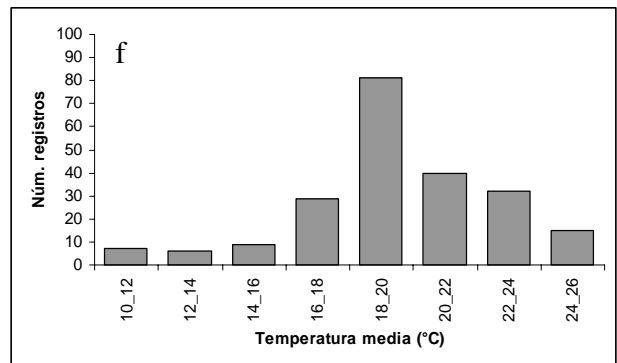
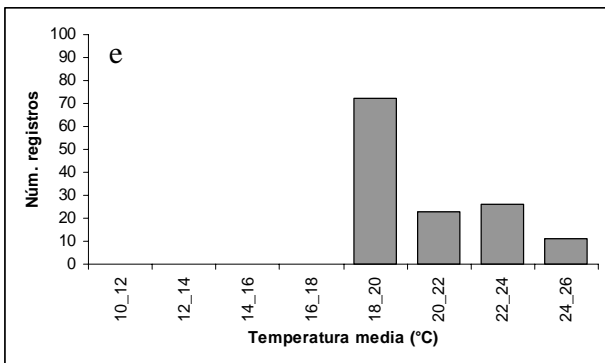
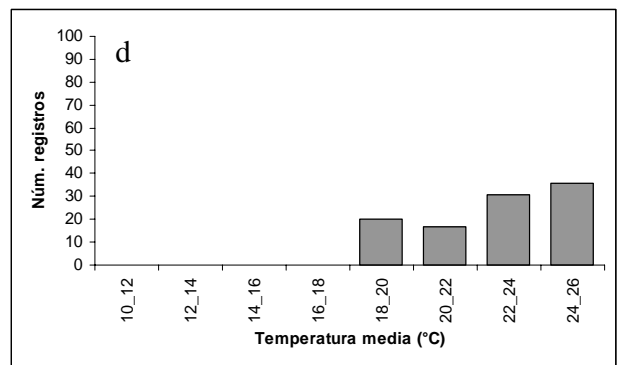
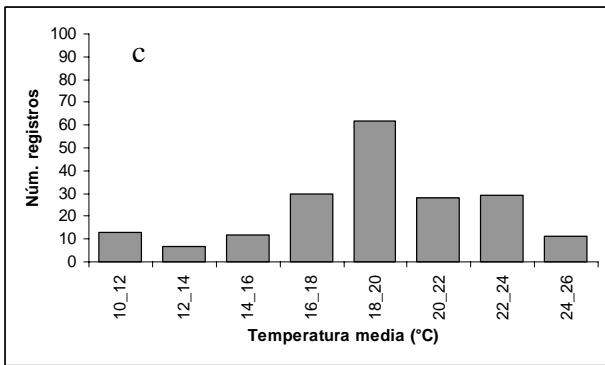
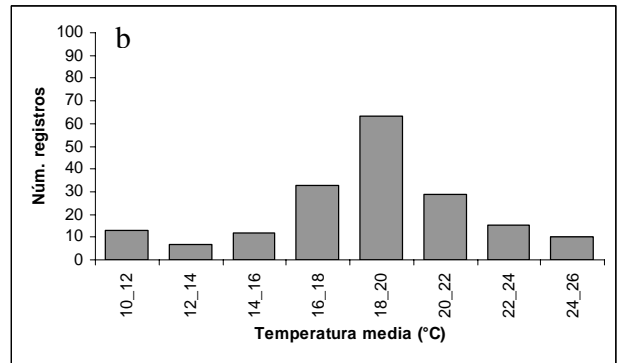
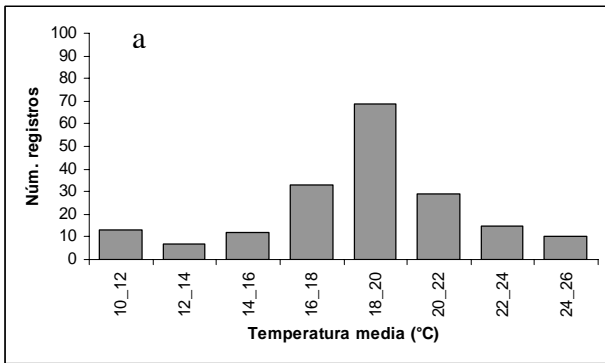


Figura 2. Grupos funcionales por tipo de vegetación de acuerdo con la temperatura media: a) bosque de pino y *Abies*; b) bosque de encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) matorral; e) selva alta perennifolia; f) selva mediana subperennifolia y g) selva baja caducifolia. Para detalles de los géneros ver Tabla 2

3.2.3 Temperaturas máxima y mínima extremas

Géneros como *Abies*, *Pinus*, *Quercus*, *Juníperus* y *Bejaria* se presentaron en bosque de pino y encino entre los -2 a 6°C de temperatura mínima y entre los 26 a 36°C de temperatura máxima (Tabla 2). Especies que sólo se registraron en un tipo de vegetación fueron *Arbutus* en bosque de pino y *Amelanchier* en bosque de encino y *Sauria* en bosque mesófilo (Tabla 2). Las selvas altas y los bosques mesófilos presentaron géneros compartidos: *Percea*, *Dendropanax*, *Miconia* y *Percea* y se presentaron entre los 0 y 10°C de temperatura mínima y de 28 a 44°C de temperatura máxima. La mayor parte de los registros de especies dominantes en todos los tipos de vegetación se presentó entre los 30 y 34°C de temperatura máxima (Figura 3). El matorral fue el tipo de vegetación con menor número de registros (Figura 3). Para el caso de la temperatura mínima el mayor número de registros en bosques de pino, encino y mesófilo se presentaron entre los 0 y 5°C , para el matorral entre los 6 y 14°C , para las selvas altas y medianas entre los 0 y 5°C y para las selvas bajas entre 6 y 14°C (Figura 4).

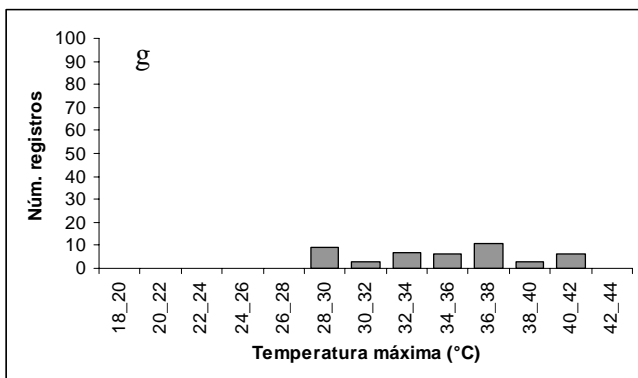
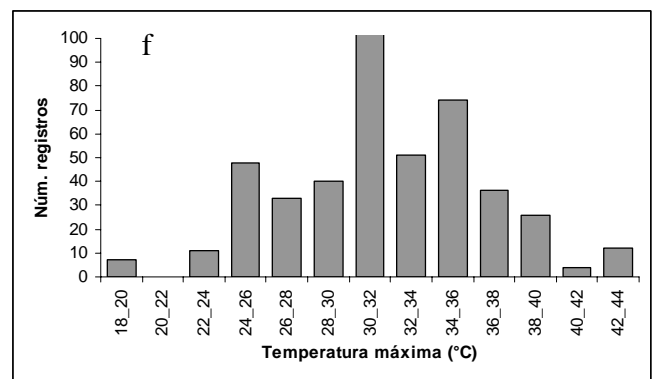
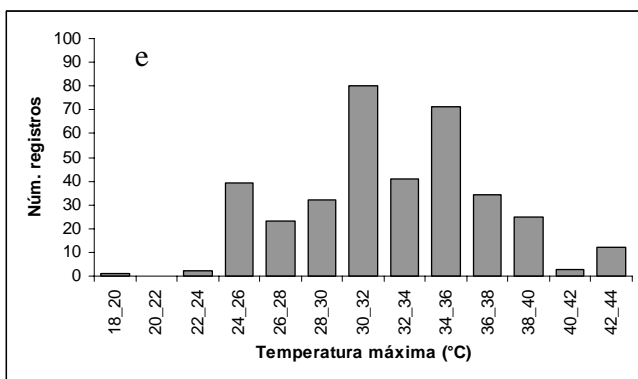
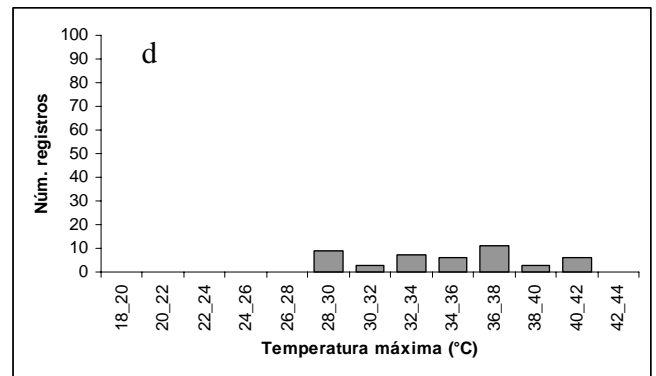
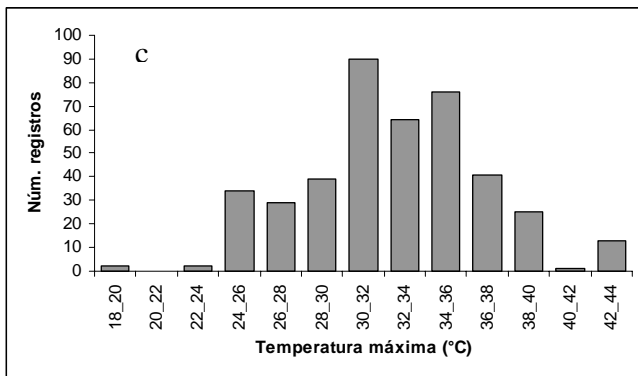
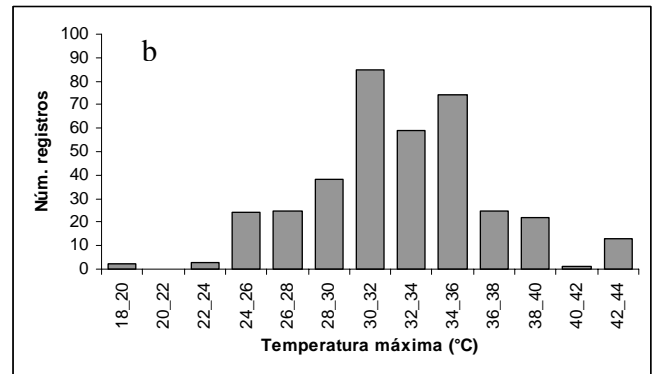
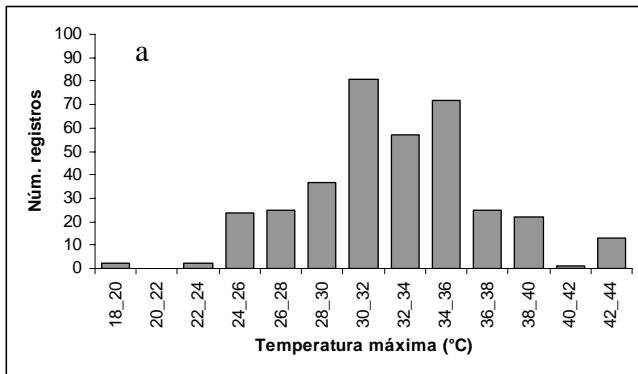


Figura 3. Grupos funcionales por tipo de vegetación de acuerdo con la temperatura máxima: a) bosque de pino y *Abies*; b) bosque de encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) matorral; e) selva alta perennifolia; f) selva mediana subperennifolia y g) selva baja caducifolia. Para detalles de los géneros ver Tabla 2

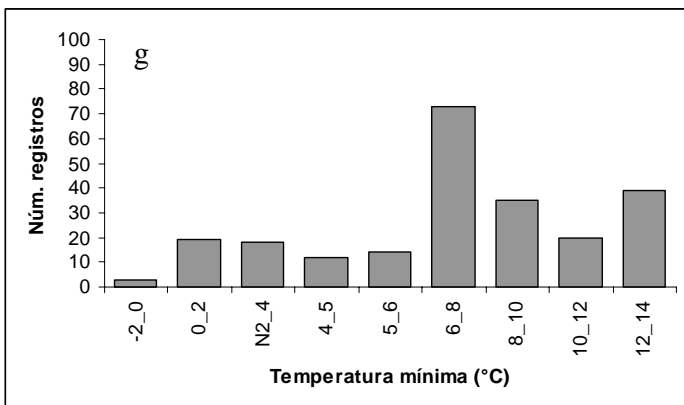
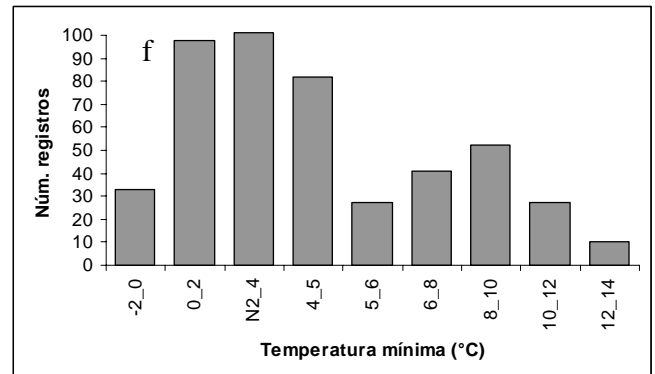
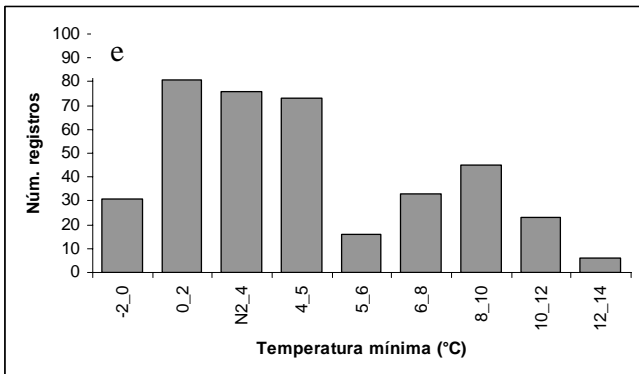
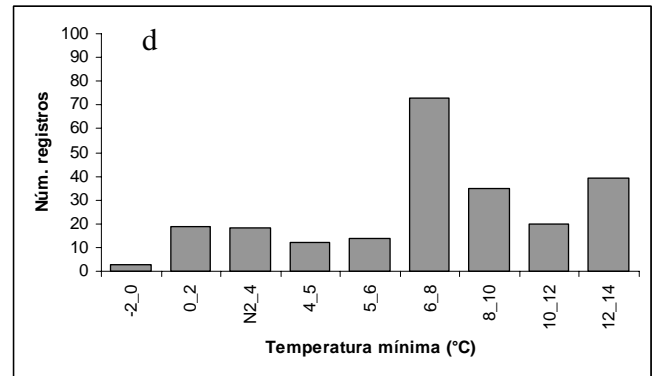
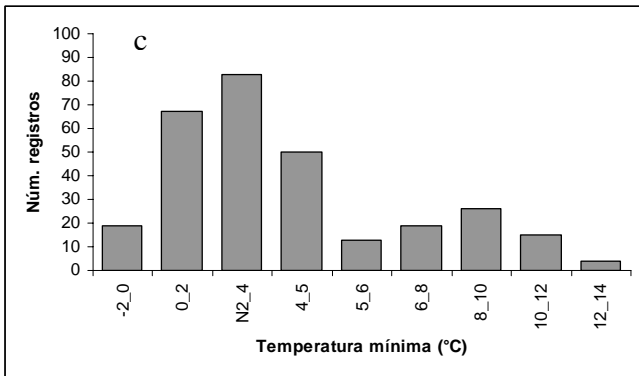
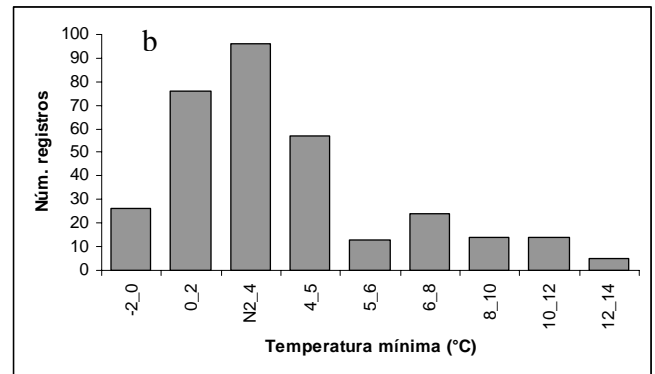
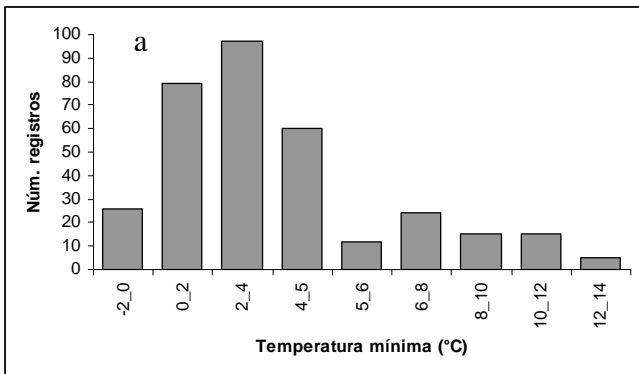


Figura 4. Grupos funcionales por tipo de vegetación de acuerdo con la temperatura mínima: a) bosque de pino y *Abies*; b) bosque de encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) matorral; e) selva alta perennifolia; f) selva mediana subperennifolia y g) selva baja caducifolia. Para detalles de los géneros ver Tabla 2

3.2.4 Precipitación

De acuerdo a la precipitación géneros como *Quercus*, *Pinus* y *Abies* pueden estar presentes en bosques templados y mesófilos entre los 1,000 y 2,500 mm anuales (Tabla 2). *Acacia*, *Mimosa* y *Brahea* se presentaron tanto en matorrales como en selvas bajas caducifolias bajo rangos de precipitación entre los 500 y 800 mm. En selvas altas y medianas entre los 2,000 y 4,000 mm se presentaron géneros típicos de bosques mesófilos (*Clethra*, *Dendropanax*, *Miconia* y *Percea* (Tabla 2). El mayor número de registros de sitios de colecta en los bosques templados y mesófilos se concentró entre los 500 y 1,800 mm, mientras que para las zonas de matorrales, y selvas secas éste se presentó entre los 800 y 1,200 mm (Figura 5). Los géneros de selvas altas y medianas presentaron mayores registros entre los 500 y 4,000 mm (Figura 5). Estos resultados sugieren que las especies de arbustos y árboles de bosques de pino y abetos, bosques de encino y bosques mesófilos comparten tolerancias pluviométricas.

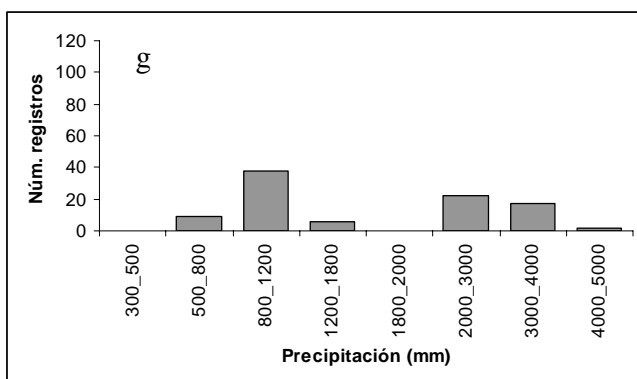
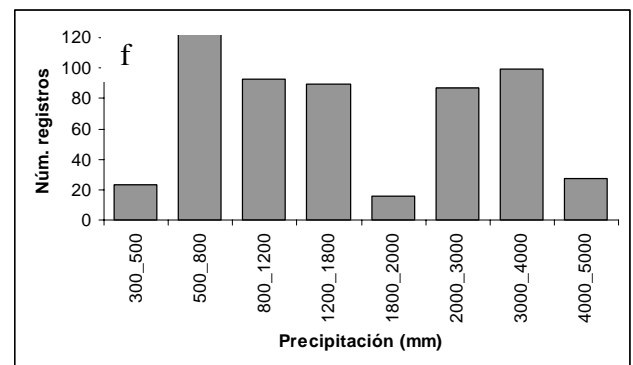
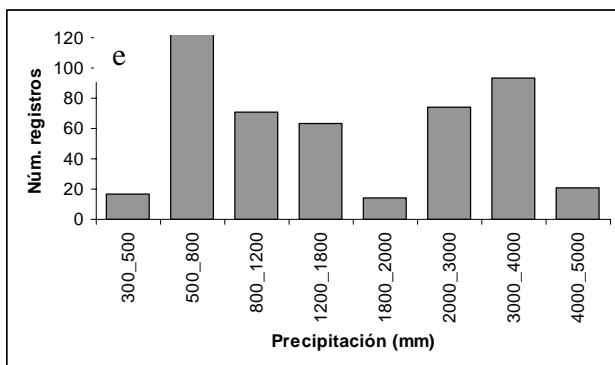
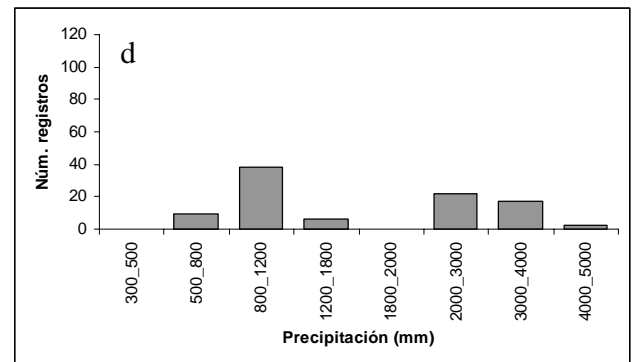
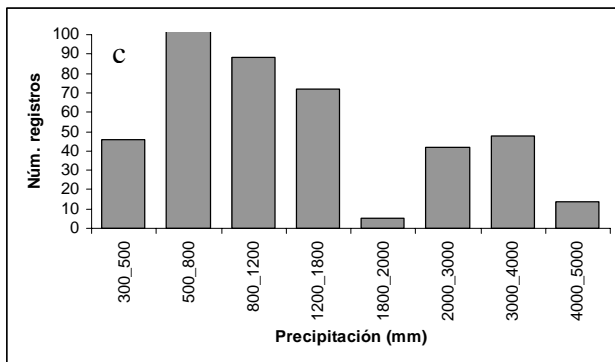
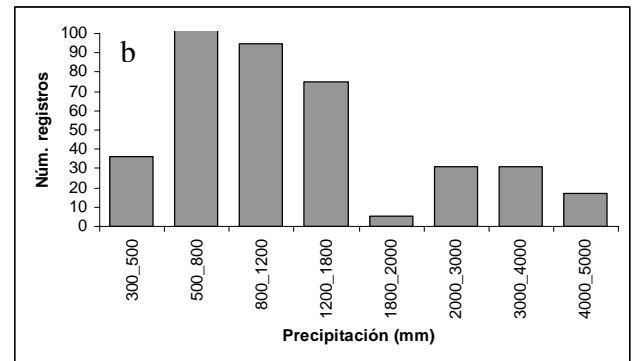
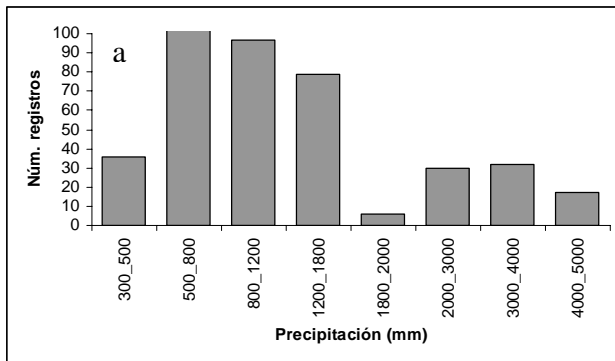


Figura 5. Grupos funcionales por tipo de vegetación de acuerdo con la precipitación total anual: a) bosque de pino y *Abies*; b) bosque de encino; c) bosque mesófilo de montaña; d) matorral; e) selva alta perennifolia; f) selva mediana subperennifolia y g) selva baja caducifolia. Para detalles de los géneros ver Tabla 2

3.3 Vulnerabilidad bajo escenarios de cambio climático

El ensamble de escenarios de cambio climático para la zona de estudio obtenido del Tyndall Centre con 8 MCG y cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero indica que para 2050 la temperatura aumentará entre 1.5 y 2.5°C y la precipitación variará entre +5 y -10% con relación a la precipitación total anual actual (Figura 6). Estas aproximaciones pueden variar dependiendo del modelo (CGCM, HadCM2, HadCM3, ECHAM, CSIRO, ENCARPOM, COSMIES y GFDL) y el escenario utilizado (A1, A2, B1 y B2). Los escenarios menos conservadores (A1 y A2) indican un aumento de temperatura entre 1.5 y 3.0°C, y una disminución de la precipitación de aproximadamente 15%. Mientras que los escenarios más conservadores (B1 y B2) indican un aumento de 1.5 a 2°C de temperatura y un cambio de la precipitación de $\pm 5\%$ (Figura 6).

De acuerdo con el escenario japonés con resolución de 2 X 2 km para el año 2050 (Mizuta 2006), las temperaturas mínimas indican un mayor aumento en los meses de abril y noviembre, y menores incrementos en marzo y diciembre. Los bosques de encino y pino presentarán mayor aumento en las temperatura mínimas (entre 2.5 y 3.0°C) que las selvas bajas y selvas altas perennifolias (de 1.5 a 2.5°C) (Figura 7, 11).

Las temperaturas máximas se incrementarán entre 1.5 y 4°C para 2050 y los mayores aumentos ($>2.5^\circ\text{C}$) se presentarán en los bosques de encino y las selvas bajas caducifolias. En contraste, los menores aumentos (entre los 1.2 y 2.5°C) se presentarán en los bosques de pino y las selvas altas perennifolias (Figura 8, 10 a y c). Con relación a la época del años, los mayores aumentos de temperatura máxima se presentarán en abril y noviembre y los menores en marzo y diciembre (Figura 8, 10).

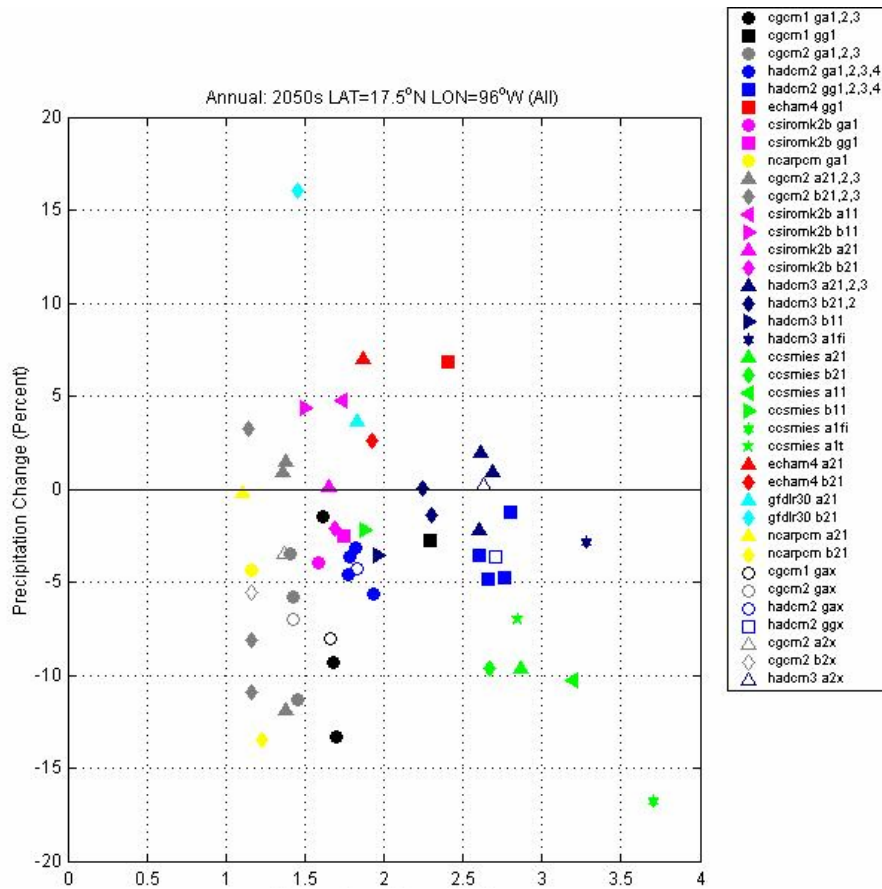


Figura 6. Ensamble de escenarios de cambio climático para Sierra Norte de Oaxaca. Fuente: Mitchell et al. (2004)

Los cambios en la precipitación se presentarán como decrementos significativos en invierno (hasta menos de 100 mm por mes) de noviembre a marzo y aumentos de hasta 150 mm en julio (Figura 9, 12). Las mayores precipitaciones ocurrirán en julio en los bosques de encino en el verano, y en agosto en las selvas bajas y en julio en las selvas altas, observándose en general, veranos más secos (Figura 9, 12). Los bosques de pino sufrirán un descenso en la precipitación invernal (Figura 9, 12 a).

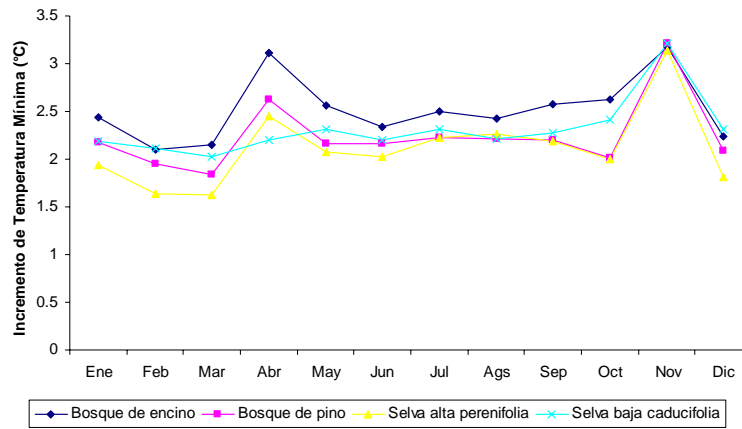


Figura 7. Cambios en la temperatura mínima para 2050 en SNO.

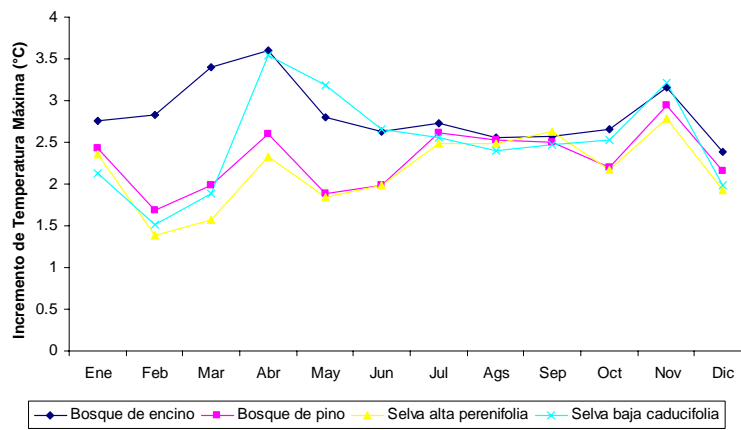


Figura 8. Cambios en la temperatura máxima para 2050 en SNO

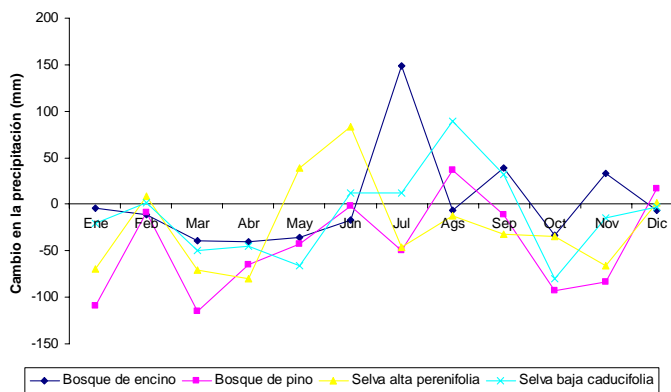


Figura 9. Cambios en la precipitación para 2050 en SNO

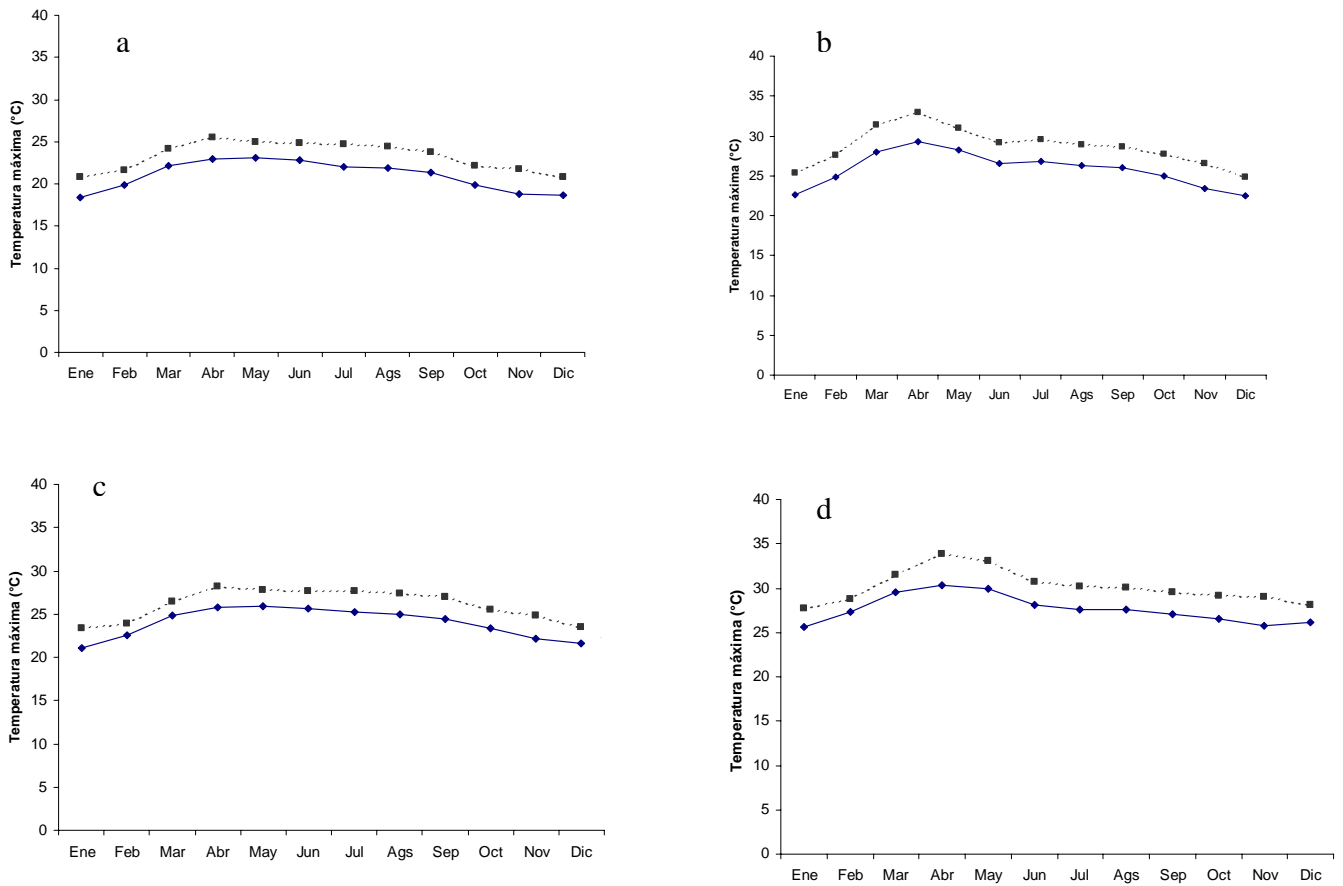


Figura 10. Escenario base de temperatura máxima media mensual en °C (línea continua) y escenario para 2050 (línea punteada) en la SNO para: a) bosque de pino; b) bosque de encino; c) selva alta perennifolia y d) selva baja caducifolia de acuerdo con el modelo de Mizuta et al. (2006)

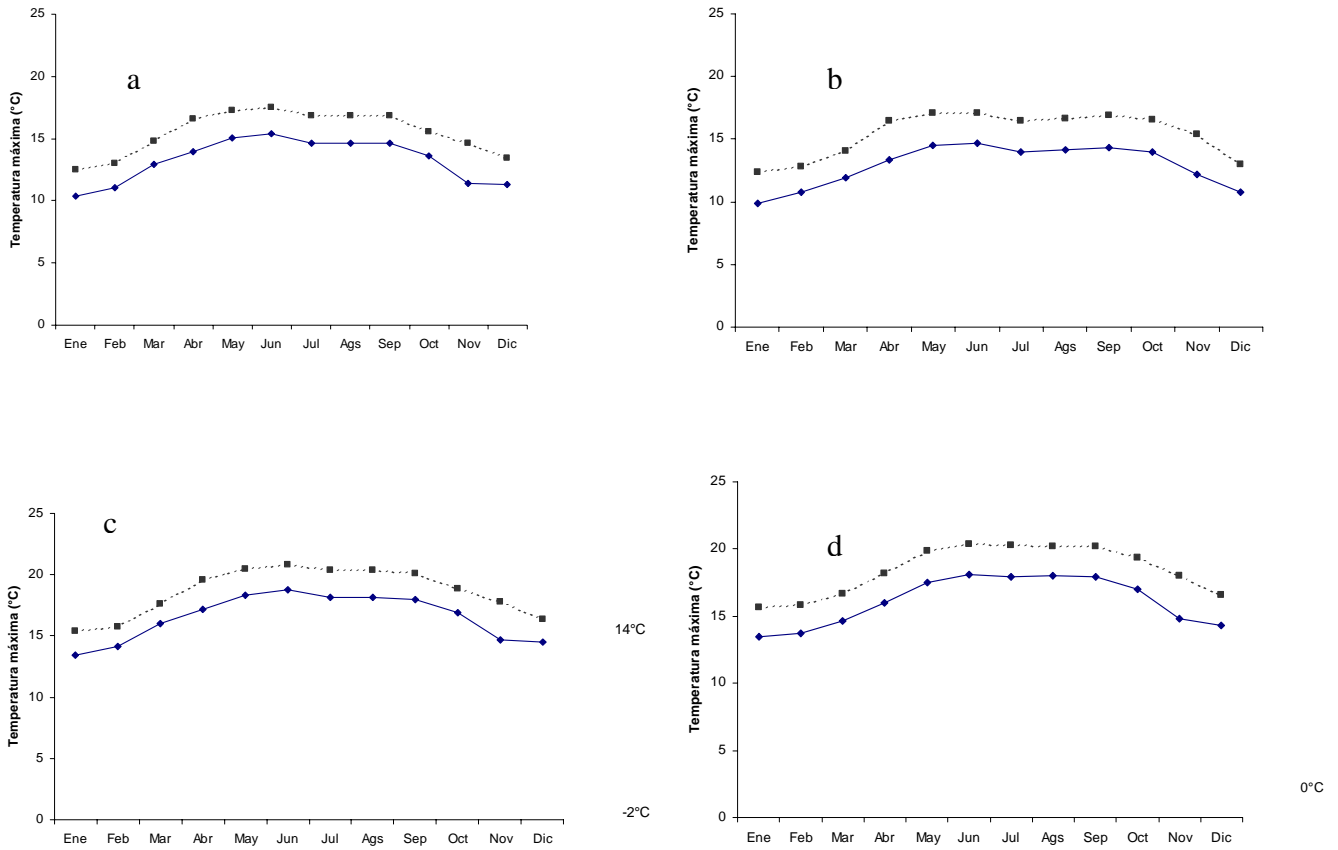


Figura 11. Escenario base de temperatura mínima media mensual en °C (línea continua) y escenario para 2050 (línea punteada) en la SNO para: a) bosque de pino; b) bosque de encino; c) selva alta perennifolia y d) selva baja caducifolia de acuerdo con el modelo de Mizuta et al. (2006)

De acuerdo con los escenarios de cambio climático, al aumentar las temperaturas mínimas sobre todo en abril y diciembre hasta 3°C (Figura 7), géneros como *Abies*, *Pinus*, *Juníperus* y *Quercus* podrían tolerar este cambio, ya que pueden habitar en zonas de hasta 14°C (Figura 4). Probablemente *Arbutus* en bosque de pino y *Amelanchier* en bosques de encino no puedan tolerar este aumento en las temperaturas mínimas ya que se encuentran acotadas entre los -2 a 5°C y de 0 a 6°C respectivamente. Por otra parte géneros de bosques mesófilos, selvas altas y selvas medianas como *Clethra*, *Dendopanax*, *Miconia* y *Percea* tienen una tolerancia de entre los 0 y 14°C de temperatura mínima (Figura 4). Finalmente géneros de matorrales y selvas bajas (*Mimosa*, *Acacia* y *Brahea*) también podrían tolerar estos cambios ya que se presentan entre los -2 y 14°C (Figura 4).

Los escenarios de temperaturas máximas señalaron un aumento entre 1.5 y 3°C en general para la SNO, siendo las zonas de bosque de encino y selvas bajas las que sufrirán mayores aumentos (2.5°C en promedio) (Figura 8). La mayor parte de las especies dominantes de todos los tipos de vegetación se distribuyen entre los 24 y 40°C de temperatura máxima, por lo que un aumento en la temperatura afectaría a los géneros con tolerancias más restringidas como *Abies* y algunos *Pinus*, entre los 30 a 36°C (Figura 3).

Los escenarios de cambio en la precipitación para 2050 mostraron diferencias por tipos de vegetación. En los bosques de pino la precipitación en el otoño e invierno disminuirá, mientras que para el verano se mantendrá casi igual que en el escenario base (Figura 12 a). En los bosques de encino se presentará un aumento en la precipitación en el verano (Figura 12 b). Para las selvas altas la cantidad de precipitación disminuirá para todos los meses excepto para mayo y junio, cuando se observará un aumento (Figura 12 c). Finalmente para las selvas bajas la precipitación aumentará en verano para 2050 (Figura 12 d). Así, en el futuro los bosques de pino de la SNO serán más secos, los bosques de encino más húmedos, las selvas altas serán menos

húmedas y las selvas bajas serán más húmedas. Esta modificación de los patrones climáticos sugiere que, aunque la temperatura presente una tendencia al aumento general en la SNO, la diferenciación de la anomalía de precipitación podría modificar la distribución de los géneros. Aquellas especies que requieren mayores rangos de precipitación en bosque de pino como *Abies* podrían verse afectadas.

Estos escenarios también sugieren cambios altitudinales en los pisos de vegetación actuales. El gradiente altitudinal de las coníferas en la SNO se distribuye por encima de los 1500 m. Las coníferas con una elevación inferior son *Pinus chiapensis*, *P. oocarpa* y *P. lawsonii*, después *P. pringlei*, *P. leiophylla* y *P. montezumae* seguidos por *Pinus patula* y *P. douglasiana*; en una siguiente franja altitudinal se encuentran *P. ayacahuite*, *P. Pseudostrobus* y *P. teocote* y finalmente *P. hartwegii* por arriba de los 3500 m (Castillo et al. 2004). La especie *Pinus hartwegii* es especialmente vulnerable al aumento de temperaturas, ya que se ve afectada por plagas por falta de suficiente frío para eliminarlas. Con relación a los encinos (*Quercus*) en Oaxaca se distribuye el 32% de las especies estimadas para México (Valencia et al. 2001). *Quercus* se distribuye desde los 300 hasta los 3500 m en Oaxaca, lo que coincide con los sitios de colecta analizados en este estudio. De esta manera, *Q. sapotifolia* se encontró de 150 a 500 m. de elevación mientras que *Q. glaucescens*, *Q. magnoliifolia*, *Q. peduncularis*, *Q. elliptica* entre los 150 y 1000. Las especies que se distribuyen a mayor elevación (más de 2700 m) son *Q. crassifolia*, *Q. laurina*, *Q. magnoliifolia* y *Q. rugosa* que pueden crecer (Valencia 2004).

El cambio climático constituye una amenaza también desde el punto de vista biogeográfico, ya que el incremento térmico modificará los límites latitudinales de las especies ocasionando un corrimiento hacia el norte de especies no tolerantes a las altas temperaturas (Parmesan 2006). Nueve especies de coníferas de origen neártico tienen su límite meridional en Oaxaca: *Abies hickelii*, *Juniperus deppeana*, *J. flaccida*, *Pinus douglasiana*, *P. lawsonii*, *P.*

leiophylla, *P. patula*, *P. pringlei*, *P. menziesii* y *P. pseudotsuga* (Castillo 2004), por lo que se debe poner especial interés en su conservación y prácticas de manejo forestal. Por otra parte, los géneros eminentemente neotropicales son: *Alchemilla*, *Bejaria*, *Calliandra*, *Dendropanax*, *Lamourouxia*, *Lobelia*, *Miconia*, *Mimosa*, *Peperomia*, *Saurauia* y *Tillandsia* (algunas de ellos no se incluyeron en este estudio) y también habitan bosques templados y mesófilos (Castillo 2004) adaptados a condiciones más tropicales, por lo que serían menos vulnerables al cambio climático.

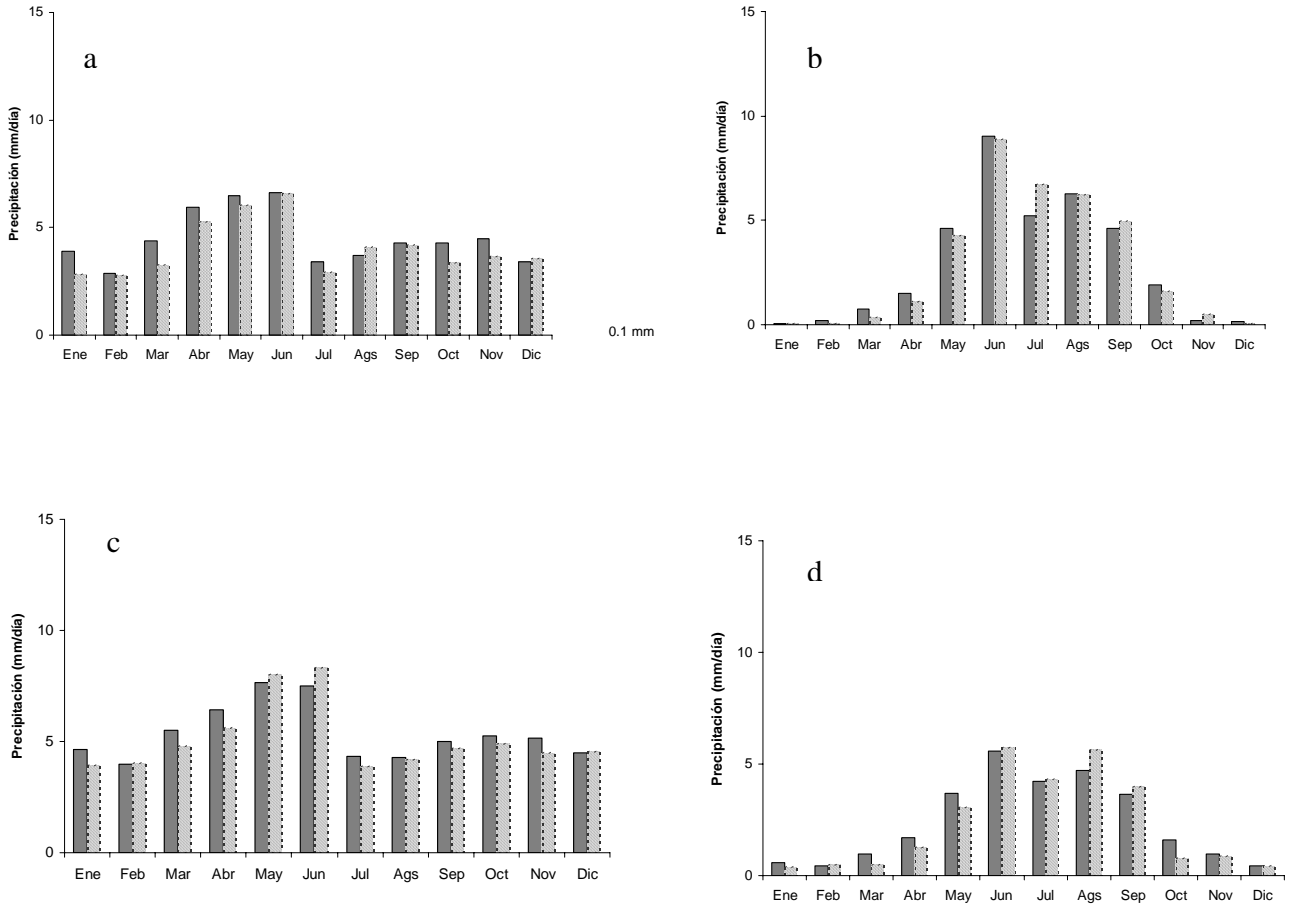


Figura 12. Escenario base de precipitación media mensual en mm/día (línea continua) y escenario para 2050, (línea punteada) en la SNO para: a) bosque de pino; b) bosque de encino; c) selva alta perennifolia y d) selva baja caducifolia de acuerdo con el modelo de Mizuta et al. (2006)

4. DISCUSIÓN

La gama de respuestas de la vegetación ante una perturbación como lo es el cambio en el clima, provoca la adaptación o bien la extinción de las especies (Foster 2001; Parmesan 2006). Sin embargo, la distancia entre ambos mecanismos es muy amplia y depende de condiciones ambientales locales y del grado de amenaza climática. Es por ello que los avances en el conocimiento de estas respuestas a nivel de grandes ecosistemas debe enriquecerse con estudios de una mayor resolución espacial y temporal (Laurent et al. 2004). En este trabajo se identificó envoltura climática actual de grupos de plantas de diversos tipos de vegetación que permitió evaluar su vulnerabilidad ante el cambio climático.

4.1 Tolerancias ambientales

Los resultados indican que la distribución de especies de plantas de la SNO obedece básicamente a la altitud (Tabla 3), factor que a su vez condiciona las variaciones térmicas. En este sentido, el nicho fundamental de los géneros se ve restringido por las franjas de temperatura media y extremas de la SNO (Castillo et al. 2004). Los resultados de este análisis indican que las especies se distribuyen claramente por su envoltura climática en tres grupos principales: 10 a 18 °C, 18 a 22°C y 22 a 26°C. Lo anterior sugiere que el clima es uno de los principales factores de la distribución de especies y cualquier alteración en el clima actual repercutirá en la configuración espacial de las comunidades vegetales de la zona.

La vulnerabilidad de las especies al cambio climático aumenta si sus poblaciones son reducidas (IPCC 2002), caso específico en la SNO i.e. *Abies* spp, *Cupressus lusitanica* *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus chiapensis*. También debe considerarse a las nueve especies de coníferas consideradas como vulnerables dentro de la NOM-059-Ecol 2001: *Abies*

guatemalensis, *Abies hickelli*, *A. chiapensis*; las de categoría en riesgo; *Taxus globosa*, *Cupressus lusitanica* y *Pseudotsuga menziesii*, y las raras: *Podocarpus guatemalensis*, *P. matudae* y *Taxodium mucronatum* (Semarnat 2002). Además, el 8% de los géneros de la zona de estudio que presentan nichos ambientales restringidos básicamente por temperatura y precipitación como es el caso de los géneros *Pinus*, *Quercus*, *Abies* (en bosques templados) y *Euphorbia*, *Mimosa* y *Acacia* (en selvas bajas y matorrales). Si las condiciones ambientales cambian se facilita el poblamiento de otras especies oportunistas modificando la distribución espacial y la composición de estos tipos de vegetación (Cramer 2001).

Por el contrario, *Bejaria*, *Litsea*, *Miconia* e *Ipomoea* (Tabla 1), son arbustos dominantes fisonómicos de los bosques templados y mesófilos, los cuales presentan alta tolerancia climática dentro de los tipos de vegetación de la SNO, por lo que podrían adaptarse a condiciones diferentes de clima (Retuerto y Caballeira 2004; Laurent et al. 2004). A reserva de considerar investigaciones más profundas al respecto y bajo condiciones de cambio climático, lo anterior sugiere que basándose solamente en la envolvente climática, las arbustivas tolerantes a temperaturas más altas aumentarán su presencia en bosques templados, mesófilos y selvas bajas. En contraste, las especies arbóreas disminuirán probablemente su distribución, cuya consecuencia puede ser un cambio en la composición de las comunidades.

Con relación a la distribución biogeográfica, la mayoría de las especies dominantes fisonómicos presentes en la Sierra Norte de Oaxaca son eminentemente neotropicales y están adaptadas a condiciones tropicales. Sin embargo, los géneros neárticos como *Amelanchier*, *Arbutus* y *Clethra* habitan bosques de pinos, encinos y mesófilos de montaña y otros ecosistemas, cuyo límite meridional se encuentra en Oaxaca (caso específico: *Abies hickelli*, *Juniperus deppeana*, *J. flaccida*, *Pinus douglasiana*, *P. lawsonii*, *P. leiophylla*, *P. patula*, *P. pinglei* y *P. pseudotsuga* (Zononi y Adams 1979). Estos últimos podrían considerarse como los

más amenazados por el aumento en la temperatura, ya que generalmente habitan zonas frías o templadas y los efectos fisiológicos tendrían que ser evaluados con mayor detalle.

4.2 Sensibilidad al cambio climático

Los resultados de este estudio concuerdan con lo reportado por el IPCC (2002), Laurent et al. (2004) y GCTE (1997), que indican que las formas de vida más vulnerables serán las arbóreas tales como *Pinus*, *Quercus*, *Abies* y *Juiperus*, debido a su rango estrecho de tolerancia térmica. Las menos vulnerables serán las herbáceas que suelen distribuirse a lo largo de gradientes térmicos amplios (Laurent et al. 2004). Sin embargo en la SNO, algunas especies arbóreas dominantes en el bosque mesófilo de montaña como las de los géneros *Dendropanax*, *Persea*, y *Clethra* no parecen limitar su presencia por condiciones climáticas. Esto último puede tener una explicación debido al hecho de que las especies de los mesófilos se encuentran entremezclados con aquellas de los bosques templados en las porciones centrales de la SNO, lo cual se atribuye a la complejidad topográfica de la zona (Castillo et al. 2004). Cabe mencionar que las especies arbóreas *Pinus* y *Quercus* a pesar de que se encuentran en bosques templados presentan amplias diferencias térmicas y esto se debe a la gran diversidad de especies dentro de estos géneros. Para la zona de estudio, los pinos no toleran temperaturas máximas superiores a 32°C, mientras que los encinos pueden vivir en zonas con 38 o 40°C. No existe información sobre tolerancias térmicas de los encinos mexicanos, sin embargo se ha reportado que *Q. alba* y *Q. rubra* pueden soportar condiciones de sequía prolongadas (Lee et al. 2005).

Diversos estudios indican que un incremento en las temperaturas implicaría un corrimiento de la franja de bosques templados hacia mayores altitudes, de este modo, la presencia de especies (herbáceas) tolerantes a las temperatura máximas aumentaría (Foster 2001; Parmesan 2006). De acuerdo con el presente análisis, géneros árboles como *Juniperus*, *Clethra* y

Styrex de zonas de bosques mesófilos y pino-encino podrían resistir un aumento de temperatura, sin necesidad de migrar a mayor altura, ya que son de amplia tolerancia térmica. Por otra parte, los géneros arbustivos dominantes fisonómicos de las selvas bajas caducifolias y altas perennifolias como *Acacia*, *Ipomoea* y *Miconia* podrían tolerar temperaturas más altas, ya que presentan elevada tolerancia térmica. Esto coincide con lo reportado por Trejo y Villers (1998) que indican que bajo cambio climático las selvas secas aumentarán su área de distribución, al igual que los matorrales (Gay-García et al. 1996; IPCC 2002). Bajo la perspectiva de nuestros resultados, las selvas altas perennifolias también podrían resistir un aumento de temperatura y con ello incrementar su área de distribución debido a su tolerancia térmica (Villers y Trejo 1998) y de las selvas centro y sur de América (IPCC 2002). Tejada (1999) reporta un posible aumento del 9% en la distribución de las selvas altas perennifolias en Bolivia para 2050 como consecuencia de un aumento de las temperaturas y la precipitación que favorecerán el crecimiento de las especies que allí habitan.

Sin embargo, en las selvas altas de la SNO se presentarán condiciones de disminución de la precipitación en todo el año con excepción de mayo y junio. Estos resultados muestran correspondencia con las predicciones nacionales para las selvas altas de México bajo cambio climático (Semarnat 2006) que indican un decremento del 30% de las selvas altas de nuestro país dadas condiciones de climas más secos. No obstante que la combinación de condiciones térmicas y de precipitación para escenarios de clima en el futuro y su efecto en selvas en México no ha sido estudiados, es posible que para los grupos funcionales de la SNO se presenten condiciones limitantes para los géneros que habitan estas zonas.

Para el este de los Estados Unidos de América (Iverson et al. 1998; Iverson y Prasad 2002), para Australia (Lexer et al. 2002) y China (Chen 2002) han modelado las tolerancias climáticas de especies dominantes, los resultados indican una reducción del área de distribución

actual de comunidades de bosques templados. De acuerdo con los resultados del presente estudio, las comunidades de bosques templados y bosques mesófilos comparten especies de manera importante, lo que sugiere que su vulnerabilidad al cambio climático es similar, aunque se trate de grados de amenaza diferente. Por ello, la evaluación de la respuesta de los ecosistemas regionales ante el cambio climático debe incluir la sensibilidad particular de cada especie o grupo funcional.

Se han efectuado diversas aproximaciones del efecto del cambio climático en la distribución de bosques templados en latitudes medias, pero aún falta información sobre las consecuencias de este efecto en bosques de latitudes tropicales como los de Oaxaca. Los resultados de este estudio apuntan a un mayor aumento de las temperaturas mínimas en los bosques de encino-pino que en las selvas bajas, pero el aumento en las temperaturas máximas será igual en ambos tipos de vegetación. Dichas variaciones no se presentan en los bosques de pino. Esto sugiere que la oscilación térmica diurna en los bosques de encino-pino serán semejantes a las de las selvas secas ocasionando así posibles cambios en la composición de especies, sobre todo aquellas especies de *Quercus* de climas semifríos (i.e. *Q. crassifolia*). Por otro lado, las selvas secas estarán la mayor parte del año por debajo de la normal de precipitación, por lo que las especies que requieren mayor cantidad de lluvia pueden modificar su funcionamiento.

4.3 Limitaciones de los resultados

La base de datos de especies recopilada para este análisis sugiere una mayor intensidad de muestreo para regiones de bosque templado y selvas altas que para las selvas bajas. Sin embargo, la mayor parte de las especies dominantes fisonómicas están representando todos los tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca, por lo que los resultados son confiables. La

información de sitios de colecta utilizada para este estudio presenta pocos registros para especies típicas de bosques mesófilos como *Ilex discolor*, *Liquidambar styraciflua* o *Bursera* spp; *Prosopis laevigata* de matorrales y, la palmas, *Cedrela odorata* y *Tabebuia rosea* de la selvas mediana y alta respectivamente, por lo que nuestros resultados para estos géneros pueden variar como función a una mayor disponibilidad de datos y con mayor cobertura espacial.

El análisis espacial de la presencia de especies *versus* las variables ambientales permitió construir una base de datos con tolerancias ambientales por género para la Sierra Norte de Oaxaca, lo cual difícilmente se podría haber obtenido con información bibliográfica o con un trabajo de campo para verificar rasgos de respuesta a las perturbaciones. No obstante lo anterior, no se descarta el análisis de otros mecanismos no climáticos que intervienen en la distribución de especies tales como las interacciones bióticas, la variación genética adaptativa y las limitantes de dispersión (Parmesan 2006).

Los grupos funcionales obtenidos en este estudio pueden ser la base para delimitar grupos de respuesta ante otras perturbaciones a escala local (i.e. incendios, plagas y enfermedades y cambio de uso de suelo). Para ello se sugiere recabar datos sinecológicos en campo para determinar la respuesta climática de las especies a un nivel más fino. Asimismo, se sugiere realizar un análisis multivariado con otros indicadores ambientales biofísicos que pueden definir la distribución de las especies tales como pendiente, orientación del terreno, balances hídricos y variaciones del clima mensual o estacional. La proyección de los impactos del cambio climático regional debe ser complementada con estudios más profundos sobre las respuestas ecológicas y evolutivas específicas para las especies amenazadas o en peligro de extinción.

5. CONCLUSIONES

La construcción de bases de datos de grupos funcionales contribuye en la modelación de los rasgos de adaptación y respuesta de la vegetación ante el cambio climático a nivel de grandes biomas. La selección de dichas estrategias obedece a la disponibilidad de datos, información de campo y la ponderación de los regímenes de perturbaciones actuales y potenciales. En este trabajo se presentó la selección *a priori* de los grupos funcionales basados en tolerancias climáticas básicas que son la base de los modelos biogeográficos clásicos partiendo de las formas de vida dominantes de la SNO. La identificación de los grupos funcionales definidos por las principales variables biofísicas indica que la temperatura media y las temperaturas extremas serán en el futuro algunos de los principales factores de la distribución de especies. Se recomienda analizar la respuesta ecofisiológica a detalle de las especies dominantes ante aumentos de temperatura y cambios en la precipitación. La agrupación de géneros de plantas dominantes fisonómicas se presenta como un posible insumo para la toma de decisiones en materia de adaptación al cambio climático en ecosistemas con bajo grado de perturbación. Los resultados de este trabajo pueden contribuir a definir estrategias de protección y manejo de aquellas especies menos tolerantes a las perturbaciones del clima actual y futuro así como en las limitantes para el manejo y técnicas de aprovechamiento forestal, de recursos maderables y no maderables, la bioprospección y todas aquellas políticas regionales de desarrollo sustentable.

REFERENCIAS

- Arriaga, L; Espinosa, J.M., Aguilar, C; Martínez, E., Gómez, L., y Loa, E. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Bazzaz, F.A 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* (10) 351-371.

- Boer, M. y Stafford, Smith. 2003. A plant functional approach to the prediction of changes in Australian rangeland vegetation. *Journal of Vegetation Science*. (14) 333-344.
- Both, C., Artemyev, A.V. Blaauw, B; Cowie, R.J. y Dekhuijzen, A.J. 2004. Large scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Process Reviess Coc. London Series* (271) 1657-1662.
- Box, E. O. 1981. *Macroclimate and Plant Forms*. La Haya. W. Junk.
- Brovkin, V., Claussen, M., Driesschaert, E., Fichfet, T., Kicklighter, D., Loutre, M., Matthews, H., Ramankutty, N., Schaeffer, M. y Sakov, A. 2006. Biogeographical effects on historical land cover change simulated by six Earth system models of intermediate complexity. *Climate Dynamics*. (26) 587-600.
- Budowski, G. 1965 Distribution of tropical American trees in the light of sucesional process. *Turrialba*, (15) 40-42
- Campos, A., Cortés, P., Davila, P., García, A., Reyes, G., Toriz, G., Torres, L., Torres, R. 1992. *Plantas y flores de Oaxaca*. Cuadernos Núm 18. Instituto de Biología. UNAM. México, 61 pp.
- Carey, P.D., Preston, C.D., Gill, M.O., Usher, M.B. y Wright, S.M. 1995. An environmentally defined biogeographical zonation of Scotland designed to reflect species distribution. *Journal of Ecology*. (88) 833-845.
- Castillo, R., Pérez de la Rosa, J., Vargas, G y Rivera, R. 2004. Coníferas. En García-Mendoza, A., Ordoñez, M. J. Y Briones-Salas, M. (eds). *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. pp. 141-158.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Conabio). 2006. *Manual de Procedimientos para Georreferenciar localidades de Colecciones Biológicas*. México. 169 pp.
- Cornelissen, J.H., Ceraboli, B., Castro-Díaz, P., Villar-Salvador, P., Montserrat-Martí, G., Puyravaud, J.P., Maestro, M., Werger, M.J.A. y Aerts, R. 2003. Functional traits of woody plants: correspondence of species rankings between field adults and laboratory-grown seedling. *Journal of Vegetation Science*. (14) 311-322.
- Cramer, W., R.J.Olson, S.D. Prince y J.M.O Scurlock. 2001. Determining present patterns of global productivity. En Roy, J., B. Saugie y H.A Mooney (editores). *Terrestrial global productivity*. Academic Press, San Diego, US. pp. 429-448.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Instituto de Biología, UNAM; Agrupación Sierra Madre A.C. México. 847 pp.

- Chapin, F.S., Syndergaard, M., Hobbie, S y Zhong, H..1996. Plant Functional Types as Predictors of Transient Responses of Arctic Vegetation to Global Change. *Journal of Vegetation Science*. (7) 347-358.
- Chen, X. 2002. Modelling the effects of global climatic change at the ecotone of boreal larch forest and temperate forest in northeast China. *Climatic Change* (55) 77-97.
- Dávila, P., Torres, L., Torres, R. y Herrera O. 1997. Sierra de Juárez, Oaxaca. En Heywood, V.H. y Davis, S. (coords.).Centers of plant diversity. A guide an strategy for their conservation. World Wildlife Fund 135-138.
- Díaz, S., Cabido, M., Zak, M., Carretero, E.B., Aranibal, J., 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*. (19) 651-660.
- Díaz, S., Hodgson, J.S., Tompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Diez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez, N., Pérez, M.C., Shirfvan, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Boggard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehgham, M., De Torres, L., Falczuk, V., Guerrero-Campos, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díaz, A., Shaw, S., Siavakh, B., Villar-Salvador, P. y Zak, M. R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidences from three continents. *Journal of Vegetation Science* (15) 295-304.
- Díaz, S., M. Cabido, M. Zak, E. Martínez-Carretero y J. Aranibal. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*. (19) 651-660.
- Dunn, P.O. y Winkler, D.W. 1999. Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Process Review Soc London Series*. (266) 548-290.
- Fagre, D., Peterson, D. y Hessel, A. 2003. Taking the pulse of mountains ecosystem responses to climatic variability. *Climatic Change*. (59) 263-282.
- Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth- Science Reviews*. (55) 73-106.
- García, E. 1998a. Precipitación total anual. Escala 1:1,000,000. Conabio. México.
- García, E. 1998b. Temperaturas mínimas extremas. Escala 1:1,000,000. Conabio. México.
- García, E. 1998c. Temperaturas máximas extremas. Escala 1:1,000,000. Conabio. México.
- García, E. 1998d. Isotermas medias anuales. Escala 1:1,000,000. Conabio. México.

- García-Mendoza, A. 2004. Integración del Conocimiento Florístico. En García-Mendoza; Ordóñez, M.J y Briones-Salas, M. Biodiversidad de Oaxaca. Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza. World Wildlife Fund. 305-325.
- Gay-García, C., Ruiz Suárez. L.G. 1996. UNEP. Preliminary inventory of GHG emissions: Mexico.
- GCTE. Global Change and Terrestrial Ecosystems. 1997. Report 10. A global key of plant functional types (PFT) for modelling ecosystem responses to global change. Camberra. 36 pp.
- Gitay H y I.R. Noble 1997. What are functional types and how should we select them. In Smith et.al. (eds) Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series.
- Gómez, L. Vega-Peña, E., Ramírez, M.I., Palacio-Prieto, J.L., Galicia, L. 2006. Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. Applied Geography. (26) 276-290.
- Greenslade P.J.M.1983. Adversity selection and the habitat template. American Naturalist (110) 743-778.
- Grime, J., P. Hodgson, J. G y Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. Unwin Hyman. Londres.
- Grimm, J. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological an evolutionary theory. American Naturalist (111) 1169-1194.
- INEGI. 1973. Puntos de Verificación de las cartas de Uso de suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. México. Extraído de los reportes de campo y las cartas de Uso de suelo y vegetación. México.
- INEGI, Lugo-Hupb J., Vidal-Zepeda, R., Fernández-Equiarte, A., Gallegos-García, A., Zavala-H, J. y otros. 1990. "Hipsometría y Batimetría", I.1.1. Atlas Nacional de México. Vol. I. Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2002. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de Suelo y Vegetación. Serie II. Escala 1:250 000. México.
- INEGI 1991. Oaxaca. Resultados definitivos. Censo general de población y vivienda 1990. Aguascalientes, México.
- IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. OMM-PNUD. Ginebra. 85 pp.

- IPCC: Intergovernmental Panel of Climate Change, 2007. Climate change 2007. Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II. Contributions to the Intergovernmental Panel of Climate Change. Fourth Assessment Report. Summary for Policymakers. WMO-UNEP, Geneva 22 pp.
- Iverson, L. R. y A.M. Prasad. 1998. Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs* (68) 465-485
- Iverson, L. y A. Prasad. 2002. Potential redistribution of tree species habitat under five climate change scenarios in the eastern US. *Forest Ecology and Management*. (155) 205-222
- Kahmen, S. y Poschlod, P. 2004. Plant functional traits responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science*. (15) 21-32.
- Laurent, F. y Vilá, M. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*. (14) 389-398
- Lee, T.D., P.B. Reich, and P.V. Bolstad. 2005. Acclimation of leaf respiration to temperature is rapid and related to specific leaf area, soluble sugars and leaf nitrogen across three temperate deciduous tree species. *Functional Ecology* **19**: 640-647.
- Leishman, M. R. y Westoby, M. 1992. Classifying plants into groups on the basis of association of individual traits: evidence from Australian semi-arid woodlands. *Journal of Ecology*, 80: 417-424.
- Lexer, M.J., 2002. The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data. *Forest Ecology and Management*. (162) 53-72.
- Lloret, F. y Vilá, M. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science* (14) 387-398.
- Mabberly, D.J. 1982. *The Plant-Book. A portable dictionary of the vascular plants*. 2a ed. Cambridge University Press. Reino Unido.
- MacDonald, G. 2003. Biogeography introduction to space, time and life. En *Transitions of the Institute of British Geographers*. MacDonald, G. (ed). Wiley. London. 518 pp.
- Martínez, E. 2005. Análisis del manejo forestal comunitario en la Sierra Norte de Oaxaca, México. Tesis. Licenciatura en Geografía, UNAM. 148 pp.
- Medina L. R. y Dávila, P. 1997. Flora del Valle de Tehuacán. Fascículo 12. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Mitchell, T.D. Carter, T.R., Jones, P.D., Hulme, M., New, M.G. 2004. A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901-2000) and 16 scenarios (2001-2100) Thyndall Centre Working Paper No. 55, Thyndall Centre, U.K. 30 pp.
- Montaña, C. y Grieg-Smith, P. 1990. Correspondence analysis of species by environmental variable matrices. *Journal of Vegetation Science*. (1) 453-460.
- Mizuta, K., Yoshimura, H., Katayama, K., Yukimoto, S., Hosaka, M. Kusunoky, S., Kawai, H., Nakagawa, M. 2006. 20 km mesh global climate simulation using JMA-GSM model. *Journal of Meteorological Society of Japan*. 84: 165-185.
- Myklestad, Ä. y Birks, H.E.J.B. 1993. A numerical analysis of the distribution of *Salix L.* species in Europe. *Journal of Biogeography*. (20) 1-32.
- Ordoñez, M.J..2004. El territorio. En García, A.J., Ordóñez, M.J., and Briones, M. (coords.), *Biodiversidad de Oaxaca*. México, D.F., México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, and World Wildlife Fund. Mexico, 469-479.
- Paine, R. T. 1980. Food webs: linkage interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, (49) 667-685.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review in Ecology and evolution*. (37) 20- 40.
- Parmesan, C y Yohe , G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* (421) 37-42.
- Proctor, E., Blum, S., Chaplin G. 2001. A software tool for retrospectively georeferencing specimen localities using ArcView. *Georeferencing Natural History Collection Localities*. California Academy of Sciences.
- Retuerto, R y Caballeira, A. 2004. Estimating plant responses to climate by direct gradient analysis and geographic distribution analysis. *Plant Ecology*. (170) 185-202.
- Rietz , G. E. 1931. Lifeforms of terrestrial flowering plants. *Acta Phytogeographica Suecica*. (3) 1-95
- Root, R. 1967. The niche exploration pattern of a blue grey gnatcatcher. *Ecology Monographs*. (37) 317:-350.
- Rutherford, M.C., O'Callaghan, M., Hurford, J.L., Powrie, W., Schulze, E., Kunz, R., Davis, W., Hoffman, M. y Mack, F. 1995. Realized niche spaces and functional types: a

- framework for prediction of compositional changes. *Journal of Biogeography*. (22) 523-531.
- Semarnat: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2006. México tercera comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología. México. 207 pp.
- Silva, M.E.S., Franchito, S.H. y Rao, B. 2006. Effects of Amazonian deforestation on climate: a numerical experiment with a coupled biosphere-atmosphere model with soil hydrology. *Theoretical and Applied Climatology*. (85) 1-18.
- Southwood T.R. 1977 Habitat, the template for ecological strategies. *Journal of Animal Ecology* (46) 337-365
- Standley, P. 1982. Trees and shrubs of Mexico. Contributions from the United States National Herbarium. Vol 23. Smithsonian Institution. Washington.
- Thomas, C. 2005. Recent evolutionary effects of climate change. In Lovorejoy, T y Hannanh, L (eds). *Climate change and biodiversity*. Yale University Press. New Haven. pp. 75-90.
- Torres-Colin, R. 2004. Tipos de vegetación. In García Mendoza A.J., Ordoñez, M.J., Briones-Salas, M. (eds) *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología. UNAM. Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza. World Wildlife Fund . pp. 105-117.
- Trejo I (2004) Clima. En: García, A.J., Ordóñez, M.J., and Briones, M. (coords.), *Biodiversidad de Oaxaca*. México, D.F., México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, and World Wildlife Fund. Mexico, 67-85.
- Valencia, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* (75) 33-53.
- Vidal, R. 2005. Las regiones climáticas de México. *Temas selectos de geografía de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. México, D.F. 212 pp.
- Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* (28) 160-167.
- Villers, L. e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia*. (23) 10-19.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*. (6) 18-23.

- Westoby M. y M. Leishman 1997. Categorizing plant species into functional types. In Smith et.al. (eds) Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series.
- Whittaker, R. H. 1975. Communities and Ecosystems. Nueva York. MacMillan.
- Woodward, F.I. 1993. How many species are required for functional ecosystem?. In Ernst-Detlef Schulze y Harold A. Mooney (Eds). Biodiversity and ecosystem function. Springer-Verlang. Berlin.
- Zononi, T.A. y Adams, R. 1979. The genus *Juniperus* (Cupressaceae) in Mexico and Guatemala: Synonymus, key, and distribution of the taxa. Boletín de la Sociedad Botánica de México. (38) 83-121.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA NORTE
DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Capítulo 4

Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, México

(Publicado en: Applied Geography, 2006, 26: 276-290)

**PROJECTING LAND USE CHANGE PROCESSES IN THE SIERRA NORTE OF
OAXACA, MEXICO**

**Leticia Gómez-Mendoza,^a Ernesto Vega-Peña^b, M. Isabel Ramírez,^a José Luis Palacio-
Prieto^a & Leopoldo Galicia^{a*}**

^{*a} Corresponding author, E-mail: lgalicia@igg.unam.mx

^a Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior,
Ciudad Universitaria; A.P. 20-850, México, D.F. C.P. 04510. Tel: (52)+55+56 22 43 35. Fax:
(52)+55+56 16 21 45.

^bInstituto Nacional de Ecología, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes-Cuicuilco. C.P. 04530. México, D.F.
Tel: (52)+55 54 24 64 48.

Abstract

The objective of study was to explore short term trends of processes that determine land use change in Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. Land use and land cover changes (LULCC) were estimated in a complex mosaic of vegetation in the Sierra Norte of Oaxaca from 1980 to 2000, and projected them to 2020 thorough a Markovian model. Sierra Norte of Oaxaca is highly vulnerable to climatic change according to a 2050 GCM scenario. However, 3% annual rate of tropical and temperate forests deforestation rate from agriculture and livestock encroachment, suggest the threat from land use change is higher than that from climatic change for this study site. Productive land use strategies are needed to reduce such high deforestation rates for tropical regions. Controlling deforestation would also reduce short-term effects of CO₂ emissions to the atmosphere. Because of the necessity to evaluate anthropogenic ecosystem changes, it is imperative to separate short-term influences such as deforestation, from long-term influences such as climatic change.

Key words: Land use change, Climate change, Deforestation, Markovian Models, Sierra Norte of Oaxaca, Mexico.

Introduction

In tropical regions land use change is the main cause of biodiversity loss and increased CO₂ emissions (Sala, Stuart, Chapin, Ernesto, Berlow, Bloomfield et al., 2001; Velázquez, Durán, Ramírez, Mas, Bocco, Ramírez et al., 2003 and Semarnat, 2001). Global, regional, and local models are used to understand spatial and temporal patterns of this change (Geoghegan, Cortina, Klepeis, Mendoza, Ogneva-Himmelberger, Chowdhury et al., 2001; Farrow & Winograd, 2001; Stéphenne & Lambin, 2001). Predictive models are needed that focus on scenario construction to help in designing sustainable development politics to reduce environmental degradation in tropical areas (Veldkamp & Lambin 2001; Lambin, Turner, Geist, Agbola, Angelsen, Bruce et al., 2001; Hall, Motzkin, Forest, Syfert & Burk et al., 2002; Gerhardt & Foster, 2002). On the other hand, land use and land cover change (LULCC) is a long term driver of climate change, thus probabilistic models have applications in climate change scenarios modeling (Lambin, Baulies, Blockstael, Fischer, Krug, Leemans et al., 1999). For instance, long term LULCC data series have been integrated into climate change experiments (Defries, Bounoua & Collatz, 2002). Some of these experiments have isolated land use change effects on tropical and temperate areas, considering SRES scenarios A2 and B2 (Matthews, Weaver, Meissner, Gillett & Eby, 2004; Feddema, Oleson, Bonan, Mearns, Buja, Meehl et al. 2005). Results showed that depending on the regions of the world, differential responses on temperature increases are presented. Therefore, regional and local decisions concerning land use change could have an impact on global climate.

Markovian models project system states (e.g., LULCC) from an initial period (t) to a final period ($t + l$), using transition probabilities estimated from empirical data (Vega & Márquez, 2003 and Caswell, 2001). These models are relatively easy to apply to dynamics in

highly complex vegetation, and have been used to study succession and obtain short term quantitative predictions of LULCC (Logofet & Lesnaya, 2000 and Balzter, 2000, Vega & Márquez, 2003). They can also differentiate local from regional drivers of LULCC (López-Granados, Bocco & Mendoza-Cantú 2001), which is crucial for informing public policies on resources conservation and adaptation to climate change.

Climate change and deforestation are generally modeled at different spatial scales, but their consequences for ecosystem structure and dynamics are closely related (Chapin, Callaghan, Bergeron, Fukuda, Johnstone, Juday et al., 2004). Ecosystems change from both natural and anthropogenic disturbances, such as fire, deforestation, and land use change (Melillo, Callaghan, Woodward, Salati & Sinha, 1993; Chapman & Milne, 1998; McIntyre, Lavorel, Ladsberg & Forbes, 1999; Díaz, Cabido, Zak, Martínez & Aranibar, 1999; Puhe & Ulrich, 2000; Sala, et al., 2001 and Jentsch & Beierkuhnlein, 2003). However, anthropogenic activities combined with climate change may amplify and hasten negative impacts to ecosystems. For example, disturbance induced changes to community behavior and structure lead to changes in biogeochemical cycles, albedo changes, land roughness, and photosynthesis (Chapin et al., 2004), which are already being affected by global warming.

Sierra Norte of Oaxaca in Mexico (SNO) is a mosaic of many vegetation types. Because it is one of the most diverse mountainous systems in the country, it has been considered as a priority region for conservation in Mexico (Arriaga, Espinosa, Aguilar, Martínez, Gómez & Loa, 2000). For instance, Oaxaca is the state with highest biodiversity in Mexico, for example it has 8,405 vascular plants (García-Mendoza 2004), 190 mammals, 736 birds, 245 species reptiles, and 1,103 butterfly species (González, Briones-Salas & Alfaro, 2004). However, its diverse vegetation types and biodiversity have been compromised by

high deforestation rates due to woody species extraction, and by agriculture and cattle grazing (González, 1986 and Semarnat, 2000). In Mexico, LULCC alone is responsible for 23% of CO₂ emissions (Semarnat, 2001). On the other hand, temperate forests and mountain tropical forests, covering 28% and 10% of Mexico's land area, respectively, are expected to be the vegetation types most affected by climate change (Villers & Trejo, 1998). Knowledge of the relative influence of climate change and deforestation vulnerability in SNO is required to develop forest management strategies in the region focused on sustainable development and adaptation (Dirnböck, Dullinger & Grabherr, 2003). Thus, our objectives were: a) to determine temporal trends of LULCC for the period of 1980-2000 in SNO, Mexico, focusing on deforestation rates; and b) to predict changes for 2020 using a Markovian model.

Study Area

The Sierra Norte of Oaxaca is located in northern part of the state, in the “Sierras Orientales” physiographic region, between 16° and 18°N and 95° and 96°W, and covers about 17,000 km² (Fig. 1a) (Cervantes-Zamora, Cornejo-Olguin, Lucero-Márquez, Espinosa-Rodriguez, Miranda-Vázquez & Pinela-Velázquez, 1990). Elevation ranges from 200 to 3200 m. The main soil types in the study area are calcareous and clayey soils, specifically Acrisols, Luvisols, Litosols, Regosols, Cambisols and Vertisols (INEGI, 2000a). Mean annual temperature ranges from 16 to 24°C in Gulf of Mexico slopes, 12 to 22°C in inner slopes, and 22 to 26°C in Pacific slope. SNO presents a summer rainfall regime, 600-1200 mm in the inner slopes, 800-4000 mm in the Gulf slopes and 1000 to 1500 mm in Pacific slopes (García, 1998a and García, 1998b). Vegetation distribution is associated with both climate and elevation. Main vegetation types are temperate pine-oak forest (about 2000 to 3200 m), oak and oak-pine

forests (1400-2000 m), dry tropical forest and agriculture and livestock land (1000-1200 m), mountain cloud forest (1000-2600 m), and tropical evergreen forest (200-1600 m) (INEGI, 2000b).

SNO land use history has moved through different stages: large estates (*latifundios*) during Spanish colonial rule and post-independence Mexico commercial forest concessions from the 1950s to 1970s; and communal forest management prevailing to the present. Although SNO is now a successful example of sustainable forest use in Mexico, nevertheless a lack of regulation of farming activities is affecting forest areas (Challenger, 1998; García, 2000; Klooster & Masera, 2000).

Methods

Land Use Change

Digital maps of land use and vegetation types from 1980 and 2000 were used, only available at the moment (Figs. 1b and 1c). To represent 1980 we used INEGI (serie I) national land use and vegetation types 1:250,000 maps, which were elaborated by photointerpretation procedure for the 1979 – 1981 period. For 2000, we used cartography from Velázquez et al., (2003), also at 1:250,000. The 2000 digital cover was obtained through Landsat ETM+ images. Both sources (1980 and 2000) have compatible land use classification systems (Mas, Velázquez, Palacio, Bocco, Peralte & Prado, 2002). A cartographic overlay was accomplished using ARC-View (Version 3.2), land cover areas were calculated for both dates, and finally proportional changes were calculated for each land-use type.

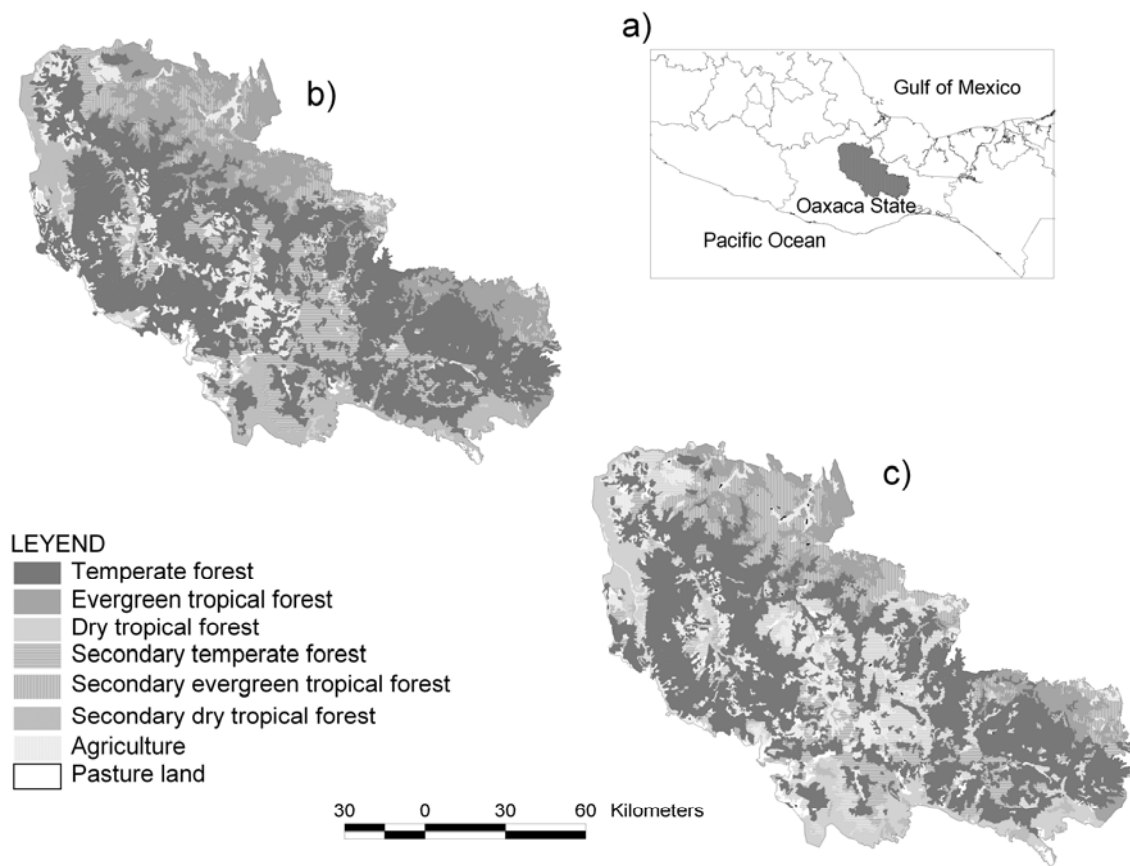


Figure 1. a) Location of Sierra Norte Oaxaca. b) 1980 land use-land cover. c) 2000 land use-land cover.

Change rate

We used the method from Dirzo & García (1992) to estimate deforestation rates.

$$r = 1 - \left(1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1} \right)^{1/t}$$

Where:

r : Deforestation rate

A_1 : Covered area at the beginning of the period

A_2 : Covered area at the end of the period

t : Years of the period

Land use-land cover change: process definition

LULCC permits to identify prevailing land uses, shows the direction from one to another cover, as well as general trends of the whole system. LULCC processes were divided into three general classes: conservation, disturbance, and intensification (Fig. 2) based on the characteristic physiognomy of each and the conservation status reported with the original cartography. A conservation process was defined as the maintenance of mature vegetal cover along with its structure, composition, and functionality, thereby denoting spatial and temporal continuity (Smith, 2003). A disturbance process was defined by thinning or partial deforestation in natural areas (Pascarella, Mitchell, Serrano & Zimmerman, 2000 and Herlmer, 2000); for example, transformation from mountain cloud forest to a secondary mountain cloud forest. Finally, an intensification process was defined as the maintenance or increase of areas affected by human activities (Chapin, Matson & Mooney, 2002). For this

study, severe deforestation, such as conversion of tropical forest (evergreen or dry) to rain feed agriculture or pasture was considered an intensification process (Fig. 2).

Markovian model

Markovian models work with probability values calculated from the proportional area of each cover or land use type in relation to total area (Horn, 1975; Baltzer, 2000; Logofet & Lesnaya 2000; and López-Granados et al., 2001). This allows the estimation rates of change between two dates and project changes in type for a third date, assuming that rates of change are constant. The uncertainty of this model is evaluated by the difference between predicted and observed values. Thus, for example, if the proportions of t are maintained at time $t+l$, the system is expected to be stable.

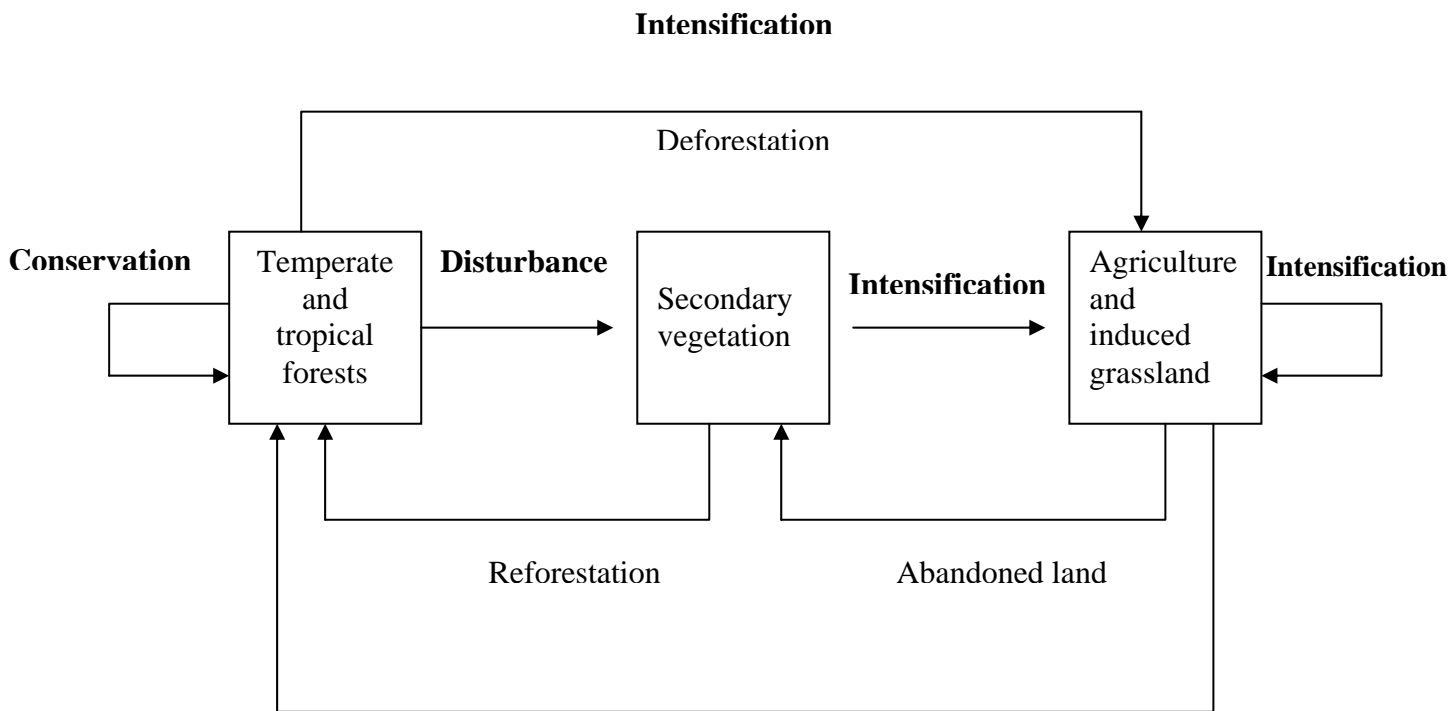


Figure 2. Land use and cover change processes in Sierra Norte of Oaxaca. Processes analysed in this study are in boldface.

A transition matrix from 1980 to 2000 was built to estimate LULCC, using the area changed values. Subsequently, the values of this matrix were transformed to probability values according to the eigenvector methods described in Vega & Márquez (2003). This method accounts for bi-directional changes, e.g., change from conservation to deforestation for some areas and from deforestation to conservation in others. The steady vector, the remnant proportion of each cover type between 1980-2000, was then determined for each cover type.

Changes in system proportions for the period $t+1$ depend on the transition probabilities (a_{ij}) multiplied by the proportions of the status of the system in the previous period (t). Each value a_{ij} of the matrix is the probability that state j passes to state i in a time unit. The components of the own vectors (w_i) are the stable proportions of the system status, that are independent from the initial conditions. The power method was used for eigenvalue calculations (Caswell, 2001). This process was performed with Markov's chain software developed by Vega & Márquez (2003).

The eigenvector represents the proportion that each cover type should have at equilibrium, if rate of change were always constant. The eigenvector therefore allows us to study the sensitivity of the system to variations of the a_{ij} . An intensive re-sampling or "bootstrapping" analysis was applied (Dixon, 1993), whereby an $a_{ij} > 0$ was selected and modified by $\pm 5\%$ of its value. This percentage represents the average change rate observed over 20 years. This process was repeated 500 times; for each replicate we calculated the dominant steady vector. The effect of varying a_{ij} on the proportional changes in the $t+1$ vector (representing 1980-2000) was calculated with the proportional vector iterated three times instead of the eigenvector. Because the transitions are evaluated in a 20-year period, the vector $t+2$ (2020) represents the proportional change over 40 years.

Results

Land use change dynamics

In 1980 pine forest covered 4.18% in SNO, evergreen tropical forest in 14.64%, mountain cloud forest in 11.74%, and dry tropical forest in 8.39%. Agriculture covered 6.68% and induced pasture land 1.44% (Table 1). In 2000, pine forest covered 2.5%, evergreen tropical forests 8.89%, mountain cloud forests 10.39%, dry tropical forests 8.09%, whereas rain-feed agriculture covered 8.11% and pasture land 1.69% (Table 1).

High rates of deforestation occurred in pine forest (3% annual), evergreen and dry forests (3% annual), oak forest (2% annual), and mountain cloud forest (1% annual) (Table 1). In 20 years, areas with pine forest were reduced by 40% in the eastern part of the Sierra; while oak forest on the altitudinal strip below pine forests decreased by 33% (Fig. 3). Tropical forest lost 40% of its area, the majority on the north side, and mountain cloud forest was reduced about 11% (Fig. 3).

Disturbance levels increased in all types of vegetation between 1980 and 2000 (Table 1). For example, secondary pine forest increased 136% in higher altitude zones, secondary pine-oak forest at the same altitude increased 79%, and secondary mountain cloud forest increased 29% (Table 1). Secondary evergreen tropical forest on the Gulf of Mexico slope increased 77%, while secondary dry and evergreen tropical forest in the south, near the Central Valleys of Oaxaca, increased 19% (Fig. 3). Finally, LULCC analysis identified an increase of 39% in areas with irrigation agriculture areas, 21% in rain feed agriculture, and close to 17% in pasture land (Table 1).

Table 1. Land use change and deforestation rate between 1980 and 2000 in the Sierra Norte of Oaxaca.

Land cover	1980 area (ha)	2000 area (ha)	Total change (ha)	Total change (%)	Average Annual change (ha)	Average deforestation rate (annual)
Irrigation agriculture	17649	24555	6906	39.1	345.3	-0.02
Rain feed agriculture	113812	138211	24399	21.4	1219.9	-0.01
Pine forest	71229	42569	-28659	-40.2	-1432.9	0.03
Secondary pine forest	5017	11873	6856	136.6	342.8	-0.04
Pine-oak forest	419583	433375	13792	3.3	689.6	0.00
Secondary pine-oak forest	56087	100707	44620	79.6	2231.0	-0.03
Oak forest	126856	85168	-41688	-32.8	-2084.4	0.02
Secondary oak forest	54399	44006	-10393	-19.1	-519.7	0.01
Mountain cloud forest	200081	177128	-22953	-11.5	-1147.7	0.01
Secondary mountain cloud forest	110333	142623	32290	29.3	1614.5	-0.01
Evergreen tropical forest	249474	148011	-101462	-40.7	-5073.1	0.03
Secondary evergreen tropical forest	92446	164342	71895	77.8	3594.7	-0.03
Dry tropical forest	143045	137855	-5190	-3.6	-259.5	0.00
Secondary dry tropical forest	19368	23103	3735	19.3	186.8	-0.01
Pasture land	24597	28756	4159	16.9	207.9	-0.01

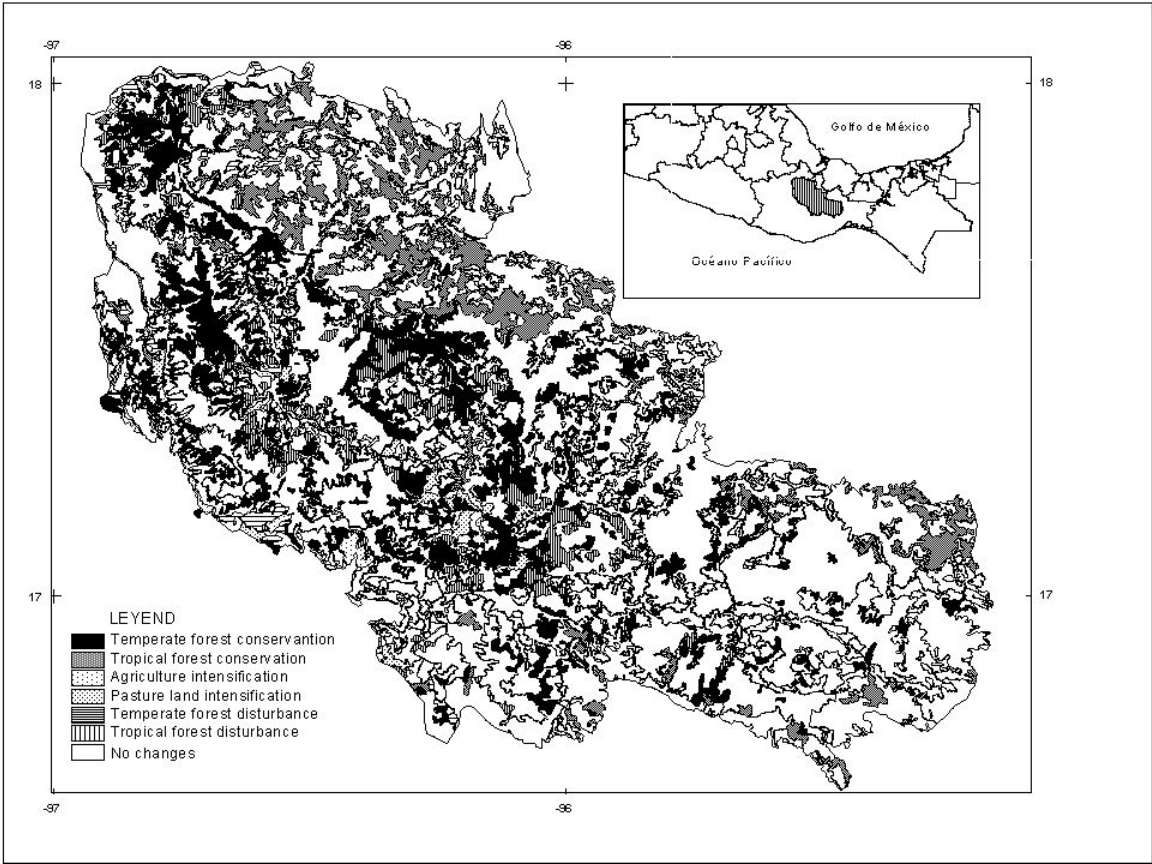


Figure 3. Land use and cover change from 1980 to 2000 in Sierra Norte of Oaxaca.

Table 2. Transition matrix sorted by land use change processes in Sierra Norte of Oaxaca for 1980-2000

2000 / 1980	TmFC	TpFC	TmFD	TpFD	PI	AI
TmFC	0.8710	0	0.0458	0	0.0058	0
TpFC	0	0.8694	0	0.0430	0.0060	0
TmFD	0.3705	0	0.5331	0	0	0
TpFD	0	0.4757	0	0.4497	0.0015	0.0223
GI	0.2775	0.0694	0.0958	0.0328	0.3879	0.1366
AI	0.2225	0.0653	0.1382	0.0416	0.0278	0.5046

TmFC: temperate forest conservation; TpFC: tropical forest conservation; TmFD: Temperate forest disturbance; TpFD: tropical forest disturbance; PI: pasture land intensification; AI: agricultural intensification. Matrix values indicate transition probabilities from processes represented by columns to those represented by rows.

Land use change processes

From the transition matrix (Table 2) it is clear that disturbed areas increased mainly at the expense of conservation areas (Table 2). Temperate forest conservation areas were transformed into temperate disturbed areas (37%) and agricultural and pasture land intensification areas were deepened (50%). Temperate forest disturbance areas were transformed by 23% into agriculture and cattle production, while conservation temperate forests were recuperated by 5% (Table 2). Conservation tropical forests experienced high disturbance rates is suggested by the increase of tropical forest disturbance areas (47%) and intensification to agriculture and pasture land process (12%) (Table 2). Of the total tropical forest disturbance surface, 7% changed to intensification processes and 4% to conservation. Temperate and tropical forests conservation remained near to 87% of its original surface, areas under disturbance remained in 53%, and secondary temperate and tropical forests in 45% (Table 2). On the other hand, intensification processes, pasture land, and agriculture remained in only 38% and 50%, respectively. This suggests a high spatial and temporal permanency of these activities (Table 2).

Markovian model of land use dynamics and validation

The Markovian model of LULCC between 1980 (t) and 2000 ($t+1$) underestimated both the permanency of temperate and tropical conservation and the disturbed tropical forest. In contrast, the model overestimated disturbance to conserved tropical forest and the conversion of pastureland intensification to disturbed rainforest (Table 3). For 1980-2000, the model predicted that 23% (± 0.04) of areas under disturbed forests would change into intensification areas by 2000, and that 4% would change into conservation temperate forest

areas; this latter value agrees with the observed 4% (Table 3). Tropical forest disturbance was predicted to remain constant in 17% (± 0.07), unlike the 44% observed. For pasture land intensification, 38% (± 0.04) is predicted to change to conservation, similar to the observed percentage. However within this category 6% (± 0.11) was predicted to change to forest conservation and 7% (± 0.06) to tropical forest conservation, indicating an overestimation of the observed value (close to zero). The land use conversion model (Fig. 4) shows that disturbance and intensification patterns of anthropogenic activities dominate land use change dynamics. However, the higher percentage of changes areas toward anthropogenic activities are the disturbance processes (Fig. 4).

Table 3. Markovian model matrix for projected changes in land use from 1980 (t) to 2000 (t+1) in the Sierra Norte of Oaxaca

2000 / 1980	TmFC	TpFC	TmFD	TpFD	PI	AI
TmFC	0.6702	0	0.0447	0	0.0058	0
TpFC	0	0.6676	0	0.0429	0.0059	0
TmFD	0.3592	0	0.5316	0	0	0
TpFD	0	0.4760	0	0.1795	0.1407	0.0227
GI	0.2789	0.0675	0.1002	0.0320	0.3841	0.1338
AI	0.2170	0.0648	0.1345	0.0421	0.0289	0.5085

TmFC: temperate forest conservation; TpFC: tropical forest conservation; TmFD: Temperate forest disturbance; TpFD: tropical forest disturbance; PI: pasture land intensification; AI: agricultural intensification. Matrix values indicate transition probabilities from processes represented by columns to those represented by rows.

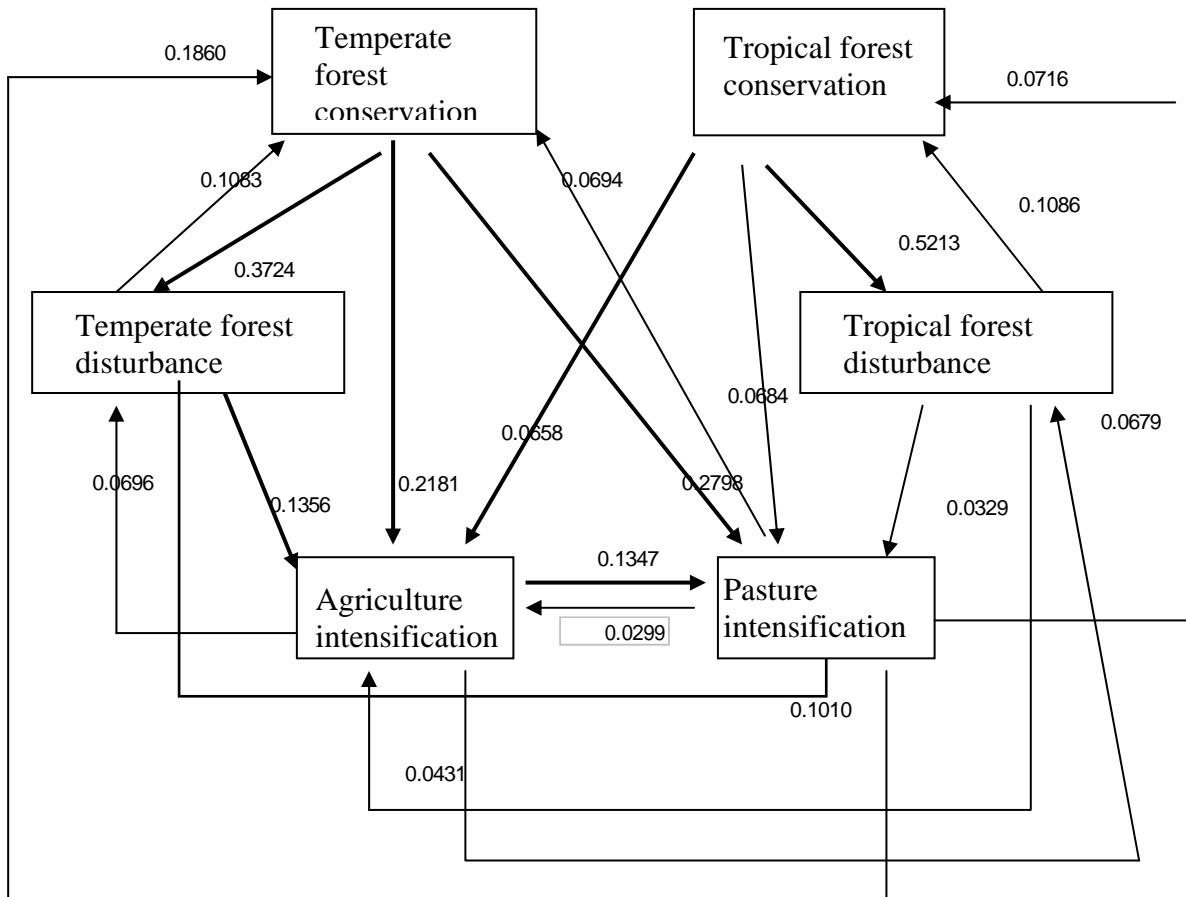


Figure 4. Land use and cover change projections from the Markovian model. Values indicate probability of change. Wide arrows show the major probability changes.

Table 4. Markovian model matrix for projected changes in land use from 2000 (t+1) to 2020 (t+2) in the Sierra Norte of Oaxaca.

2020 / 2000	TmFC	TpFC	TmFD	TpFD	PI	AI
TmFC	0.6409	0	0.0762	0	0.0392	0
TpFC	0	0.6344	0	0.0765	0.0392	0
TmFD	0.3502	0	0.5322	0	0	0
TpFD	0	0.4980	0	0.2040	0.1635	0.0607
GI	0.2809	0.0662	0.1053	0.0318	0.3810	0.1316
AI	0.2123	0.0650	0.1316	0.0433	0.0308	0.5132

TmFC: temperate forest conservation; TpFC: tropical forest conservation; TmFD: Temperate forest disturbance; TpFD: tropical forest disturbance; PI: pasture land intensification; AI: agricultural intensification. Matrix values indicate transition probabilities from processes represented by columns to those represented by rows.

Land use change dynamics projection

The Markovian model forecasts a permanence of 64% (± 0.10) of temperate forests and 63% (± 0.12) of tropical forest conservation areas, 53% ± 0.0 of disturbed temperate forests areas, and 20% (± 0.01) of tropical forests permanency for 2020 (Table 4). Intense pasture land and agricultural areas will remain similar to 2000 (Table 4). It is observed, through 2020 projection, a forest decline trend (17%), an increase in tropical forest conservation areas (4%), and a considerable increment in disturbed areas (19% temperate forests and 13% tropical forests). For intensification processes, the model forecasted marked increases in pasture and agriculture areas by 2020 compared to the observed data in 2000 (Fig. 5), but minor compared to those estimated by the Markovian model for 2000. Overall,

the model projects an increase of disturbed areas, a decrease in preserved areas, and no significant changes in areas affected by agriculture and pasture land.

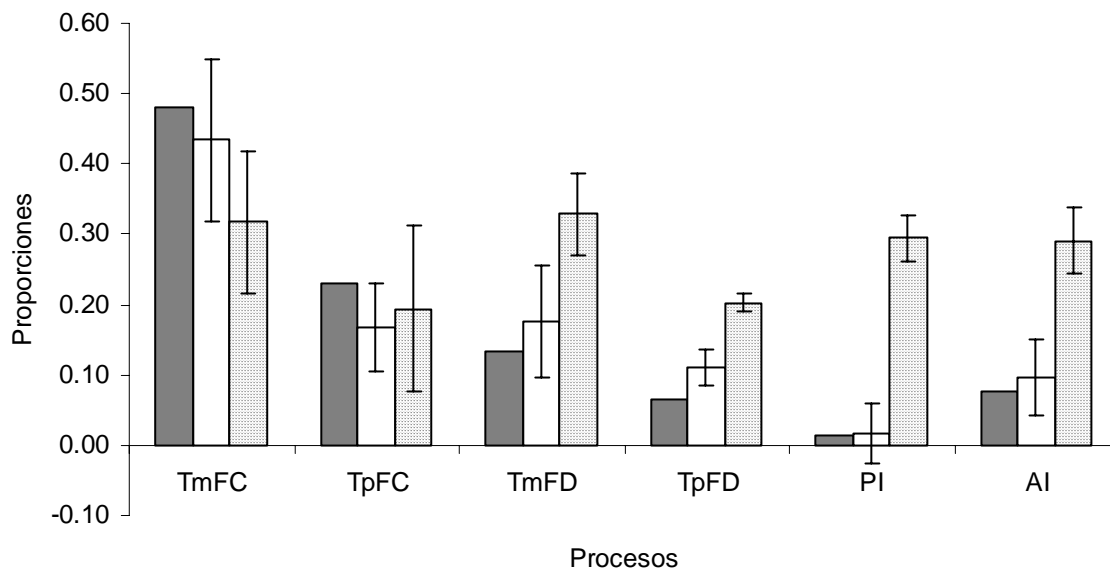


Figure 5. Change of proportions of steady vector for t , $t+1$, and $t+2$, according to Markovian model results. Vertical lines: 2000 observed values, white areas: estimated values by Markovian model for 2000, dotted areas: estimated values by Markovian model for 2020. Proportions are given by the probability of each LULCC process, according to the total surface of the area. Standard error is shown.

Discussion

Mature temperate and tropical forests had the highest deforestation rates in the SNO (3% annual), higher than that estimated by Velázquez et al., (2003) for the same land cover across the entire state of Oaxaca (1% annual). Likewise, deforestation rates of mountain cloud forests across the state (0.4%) were lower than those estimated for SNO (1% annual). This suggests that deforestation rates for temperate and mountain cloud forests are concentrated in SNO, probably because this region produces 46% of pine wood, and 85% of oak wood, in the state (INEGI, 1991). The tropical forest deforestation rate in SNO is similar to that for the state (2% annual) (Velázquez et al., 2003). This suggests that lowland forests across the state are equally affected by forest extraction activities and agriculture and livestock encroachment.

Conserved temperate and tropical forests are sharply decreasing due to forest extraction, and their recovery is slow, for example in 20 years only about 4% of tropical and temperate forests returned to the “conserved” state. Temperate forest extraction rates remain high, despite reforestation efforts have been implemented in some communities such as Ixtlán, Villa Alta, and Mixe. Furthermore, conserved tropical forests are being reduced even though they have limited potential for commercial exploitation. Oaxaca tropical forests contribute only 0.7% of the national volume of wood production, despite having commercially valuable species such as mahogany, cedar and gum tree (INEGI, 1991). Nevertheless, the main threat to tropical forest is transformation to pasture and agriculture lands, because these human activities are subsidized through cattle projects and loans for clearing (Martínez, 2005). The significant rate of anthropogenic land-use change makes SNO very vulnerable to loss of habitat and its associated biodiversity (Jentch et al., 2003 and Turner, Pearson, Bolstad & Wear, 2003). SNO has the greatest area of pine forest in Oaxaca,

and is a center of the greatest biodiversity and endemism worldwide for *Pinus* and *Quercus* genus (Nixon, 1998; Styles, 1998; and Arriaga et al., 2000).

Constructing future scenarios for land use change processes is fundamental for evaluating resilience and vulnerability of ecosystems (Forbes, Fresco, Shvidenko, Danell & Chapin, 2004). It has been suggested that the length of time over which a prediction is valid is a function of the persistence of the observed phenomena, and LULCC is temporally persistent over 10 to 15 years intervals (Lambin, et al., 1999). Thus, a 20 years prediction is suitable for our study. The Markovian model shows that forest cutting and opening of agricultural areas will dominate future land use change at the regional scale. Our data suggest that by 2020 the conservation forest areas will be reduced to 31%, as compared to 48% in 2000.

The loss of tropical and temperate forests has an anthropogenic cause, in addition to any changes in the biophysical environment caused by climatic change (Walsh, Crawford, Welsh & Crews-Meyer, 2001). These anthropogenic changes are enabled by local and regional patterns of resource management, land use systems, and proper history of forest exploitation. The LULCC model projects vulnerability in preserved zones because of the progression of disturbance processes. It estimates low rates of recovery (7%) to preserved environmental conditions over the long term, compared with a 16% rate of habitat loss (Fig. 4). The projections presented in this study reflect a LULCC tendency scenario that must be reevaluated in function of local driver's permanence, and future land use policies. Therefore, Markovian model application helps to identify the direction and extent of major future LULCC regional processes, such as conservation, intensification, regeneration, abandonment, and deforestation. This helps to identify future strategies that guide LULCC. There is an urgent need to review management policies that favor vegetation regeneration, provide better

enforcement against illegal logging, and pay special attention to requirements for forest extraction licenses and other incentives for converting forests for human use. At the national scale, it has been suggested that new conservation policies, sustainable forest management, and fire control and prevention could change deforestation trends in Mexico by 2010 (Masera, Ceron & Ordóñez, 2001).

If the threat of climatic change is added to the threats of land use change and high deforestation rates on the preservation of SNO ecosystems, the cumulative negative effects on the structure and functionality of these natural ecosystems will further decrease their resilience and capacity to supply environmental services (Folke, Carpenter, Walter, Elmqvist, Gunderson & Holling, 2004). According to Villers & Trejo, (1998) by the year 2050, 1.8% of mountain cloud forests and between 1 and 2% of coniferous forests will be lost at a national level. If this national scenario is applied to SNO, 16% needs to be added to the loss of forests from the effects of land-use change, as is suggested by Markovian model projection. Under the climate change scenario (Villers & Trejo, 1998), natural grasslands will be totally lost while pasture lands will continue to increase (1% annual) due to intensification. Likewise, agriculture zones are encroaching on both naturally disturbed and conservation areas. Under the climate-change scenario, tropical forest cover will increase at a national level; for example, evergreen tropical forest will increase 1-2%, and dry tropical forest will increase by 3-5% (Villers & Trejo, 1998). Our Markovian model suggests, however, that tropical forest will decrease 3% in the SNO. This indicates that LULCC increases the vulnerability of rainforest despite its projected expansion from climate change alone. We need to develop a regional model of the synergy between regional climate change and land use change processes in their effects on ecosystem function, in order to plan for adaptive management.

Our present application of the Markovian model has two main limitations. The first one has to do with its deterministic nature (Logofet et al., 2000), which leaves out possible environmental changes that could influence succession during the prediction period. For example, changes in climate, which could influence in the processes of natural regeneration in areas with secondary vegetation, are not considered. The second one, explicit spatial representation of land use change projection for the year 2020 is also necessary, because in this study we have only used a projection matrix that estimates a global rate of change over time. In the future, it is imperative to model the spatial and temporal projections simultaneously, because some general circulation models have shown that feedbacks to the atmosphere from land-cover change may dampen the forecasted warming process when regional vegetation and deforestation data at local scales are included in models (Oleson, Bonan, Levis & Vertersen, 2004; Voltaire & Royer 2004). Englehart & Douglas (2005), have suggested that rising temperatures in Mexico probably originated from land cover changes, pointing out the necessity of monitoring these changes at a regional level.

Markovian model projections can generate basic information for inclusion in regional models of climate change, both the simplest models that forecast changes in hydrologic balance to the more sophisticated that take into account feedbacks from LULCC, for example modification of albedo and roughness constants (Dirnböck et al., 2003). The combined effects of land use change with climate change on the vulnerability of natural systems in a long term have to be analyzed with the objective of developing effective mitigation and adaptation policies at regional scales. Moreover, markovian models, as other probabilistic models, could be used to create short term simulations of different public policies related to resource conservation and sustainable development. They are particularly relevant to any land use

context where there are dilemmas among sustainability, food security, biodiversity conservation, and vulnerability to climate change impacts.

Conclusions

Sierra Norte of Oaxaca is a region known for its good forest resources management; however, agricultural activities and conversion of lands to pasture continue to cause losses of temperate and tropical forests. The model of LULCC based on Markov chains identified disturbance and intensification as the dominant processes in land use dynamics at a regional level. This indicates a lack of sustainable management policies, such as economic incentives that promote the conservation of environmental services. Land cover types are vulnerable to climate change, but this phenomenon will occur slowly over the next 50 years, and a high degree of uncertainty exists. But, the immediate problem is the impact of agricultural-cattle activities that have produced deforestation rates of 3% in rainforests and temperate forests in the last 20 years. Therefore, policies to reduce the degradation of temperate and tropical forests need to concentrate on the generation of strategies that diminish LULCC. At the same time, this will reduce CO₂ emissions to the atmosphere over short term. If deforestation rates are controlled in the Sierra Norte of Oaxaca, the regional effects of climate change in natural systems will be reduced. Action by local decision makers needs to distinguish which of these two causes of land cover transformation can be mitigated at the local level and focus on policies that reduce deforestation.

Acknowledgments

This study was supported by the project DGAPA-PAPIIT (IN-208902-3), and it is part of the doctoral research of the first author. CONACYT and DGEP-UNAM provided financial

support. All the authors are grateful to Donald McKenzie and Laura Arriaga-Cabrera for their constructive comments that improved the manuscript.

References

- Arriaga, L., Espinosa, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., & Loa, E. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Balzer, H. (2000). Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, (126), 139-154.
- Caswell, H. (2001). *Matrix population models. Construction, Analysis and Interpretation*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer.
- Cervantes-Zamora, Y., Cornejo-Olguin, S.L., Lucero-Márquez, R., Espinosa-Rodríguez, J.M., Miranda-Viquez, E. & Pineda-Velázquez, A. (1990). Clasificación de regiones naturales de México. In *Atlas Nacional de México, II*, (IV.10.2). Escala 1:4000,000, Instituto de Geografía, México: Universidad Nacional Autónoma de México
- Challenger, A.(1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Uso y Coservación de la Biodiversidad-Universidad Nacional Autónoma de México-Agrupación Sierra Madre S.C, México.
- Chapin, F. S., Matson P.A., & Mooney, H. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer.
- Chapin, F. S., Callaghan, T. V., Bergeron, Y., Fukuda, J.F. Johnstone, Juday, G., & Zimov, S.A. (2004). Global change and the boreal forest: thresholds, shifting states or Gradual Change?. *Ambio* (33), 361-365.

Chapman, A., & Milne, D. J. (1998). *The impact of global warming on the distribution of selected Australian plant and animal species in relation to soils and vegetation.*

Canberra: Erin Unit. Environment.

Defries, R.S., Bounoua, L., & Collatz, G. (2002). Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years. *Global Change Biology*, (8), 438 - 458.

Díaz, S., Cabido, M., Zak, M., Martínez-Carretero, E., & Aranibar, J. (1999). Plant functional traits, ecosystems structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* (10), 651-660.

Dirnböck, T., Dullinger, S., & Grabherr, G. (2003). A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography* (30), 401-417.

Dirzo, R., & García, M. (1992). Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* (6), 84-90.

Dixon, P. M. (1993). The bootstrap and the jackknife: describing the precision of ecological indices. In S.M. Scheiner & J. Gurevitch (eds), *Design and Analysis of Ecological Experiments*, (pp. 290-318). Chapman and Hall.

Englehart, P., & Douglas, A.V. (2005). Changing behavior in the diurnal range of surface air temperatures over Mexico. *Geophysical Research Letters* (32), L01701

Farrow, A., & Winograd, M. (2001). Land use modelling at the regional scales: an input to rural sustainability indicators for Central America. *Agriculture Ecosystems & Environment* (85), 249-268.

Feddema, J.J., Oleson, K.W., Bonand, G.B., Mearns, O., Buja, E., Meehl, G.A., & Washington, W.M. (2005). The importance of land cover change in simulating future climates. *Science* (310), 1674-1678.

- (2004). Regimen shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology* (35), 557-581.
- Forbes, B.C., Fresco, N., Shvidenko, A., Danell, K., & Chapin, F.S. III. (2004). Geographic variations in anthropogenic drivers that influences the vulnerability and resilience of social-ecological systems. *Ambio* (33), 377-382.
- García, E. (1998a). *Isotermas medias anuales*. Escala 1:1,000,000. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad,
- García, E. (1998b). *Precipitación total anual*. Escala 1:1,000,000. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- García-Mendoza, A. (2004). Integración del conocimiento florístico del estado. In A. García Mendoza, M. J. Ordoñez & M. Briones-Salas. (eds). *Biodiversidad de Oaxaca*. (pp. 305-326). México: Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund.
- García-Mendoza, P.(2000). *La región de la Sierra Juárez: las propiedades comunales y el desarrollo sustentable*. Secretaria de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca-World Wildlife Foud. México.
- Geoghegan, J., Cortina, S., Klepeis, P., Mendoza, P. M., Ogneva-Himmelberger, Y., Chowdhury, R., Turner, B.L., & Vance, C. (2001). Modelling tropical deforestation in the southern Yucatan peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture Ecosystems & Environment* (85), 25-46.
- Gerhardt, F., & Foster, D. (2002). Physiographical and historical effects on forest vegetation in central New England, USA. *Journal of Biogeography* (29), 1421-1437.

González-Bello, G. (1986). Taller árboles de zonas templadas. Encinos. *Memoria del XXX aniversario del Herbario Nacional Forestal*. Publicación 62, INIFAP-SAGARPA, México.

González, G., Briones-Salas, M., & Alfaro, A. M. (2004). Integración del conocimiento faunístico del estado. In *Biodiversidad de Oaxaca*. (pp. 449-466). México: Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund.

Hall, B., Motzkin, G., Foster, D. R., Syfert, M., & Burk, J. (2002). Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA. *Journal of Biogeography* (29), 1319-1335.

Helmer, E. H. (2000). The landscape ecology of tropical secondary forest in montane Costa Rica. *Ecosystems*, 3, 98-114.

Horn, H. S. (1975). Markovian properties of forest succession. In M.L.Y. Coody, & J.M. Dimond (eds), *Ecology and Evolution of Communities*. Massachusetts: Belknap Press, Cambridge.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). (1991). *VII Censo Agrícola-Ganadero*. México: INEGI.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). (2000a). *Mapa de Edafología*. Escala 1:250,000. México: INEGI.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). (2000b). *Modelo digital del terreno*. Escala 1:250,000. México: INEGI.

Jentch, A., & Beierkuhnlein. (2003). Global climate change and local disturbance regimes as interacting drivers for shiftings altitudinal vegetation patterns. *Erdkunde* (57), 216-231.

- Klooster, D., & Masera, O. (2000). Community forest management in Mexico: carbon mitigation and conservation through rural development. *Global Environmental Change* (19), 259-272.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C., & Xu, L. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* (11), 261-269.
- Lambin, E.F., Baulies, X., Bockstael N., Fischer, G., Krug, T., Leemans, R., Moran, E.F., Rindfuss R.R., Soto, Y., Skole. D., Turner II, B.L., Vogel, C. (1999). *Land-use and land cover change (LUCC) implementation strategy*. IGBP reports num. 48, IHDP report num. 10.
- Logofet, D., & Lesnaya, E. (2000). The mathematics of Markov models: what Markov chains can really predict in forest successions. *Ecological Modelling* (126), 285-298.
- López-Granados, E.M., Bocco, G., & Mendoza-Cantú, M. (2001). Predicción del cambio de cobertura y uso de suelo. El caso de la ciudad de Morelia. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (45), 56-76.
- Martínez, E. (2005). *Relaciones entre el medio ambiente y los actores sociales en la planeación regional de la Sierra Norte de Oaxaca*. Tesis de licenciatura en Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Mas, J.F., Velázquez, A., Palacio, J.L., Bocco, G., Peralta, A., & Prado, J., (2002). Assessing forest resources in México: wall-to-wall land use/cover mapping. *Photogrametric Engineering and Remote Sensing* (68) 966-968.

- Masera, O., Ceron, A. D., y Ordoñez, A. (2001). Forestry mitigation options for Mexico; finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, (6), 291-312.
- Matthews, H.D., Weaver, A.J., Meissner, K. J., Gillet, N.P., & Eby, M. (2004). Natural and anthropogenic climate change: incorporating historical land cover change, vegetation dynamics and the global carbon cycle. *Climate Dynamics* (22), 461- 479.
- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J., & Forbes T.D.A. (1999). Disturbance response in vegetation towards a global perspective of functional traits. *Journal of Vegetation Science* (10), 621-630.
- Melillo, J., Callaghan, T., Woodward, E., Salati, E., & Sinha, S. (1993). Effects on Ecosystems. In IPCC, *Climate change The IPCC Scientific Assessment* WMO/UNEP, (pp. 283-310). Cambridge: Cambridge University Press.
- Nixon, K. (1998). El género *Quercus* en México. In Rammamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., y Fa, J. (1997). *Diversidad Biológica de México. Orígenes y distribución*, (pp. 435-448). México: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Oleson, K.W., Bonan, G., Levis, S., & Vertenstein, M. (2004). Effects of land use change on North American climate: impact of surface datasets and model biogeophysics. *Climate Dynamics* (23), 117- 132.
- Pascarella, J., Mitchell, T.M., Serrano, M.I., & Zimmerman, J.K. (2000). Land use history and forest regeneration in the Clayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* (3), 217–228.
- Puhe, J., & Ulrich, B. (2000). *Global climate change and human impacts on forest ecosystems Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe*. New York: Springer.

Sala, O., Stuart, F., Chapin, I., Ernesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber, E.,

Huenneke, L., Jackson, R., Kinzing, A., Leemands, R., Lodge, D., Mooney, H.,

Oosterheld, M., LeRoy, N., Sykes, M., Walter, B., & Wall, H. (2001). Global

biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* (287), 1770-1774.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2000). *Catalogo de*

especies vulnerables al aprovechamiento forestal en bosque templado del estado de

Oaxaca. México: Semarnat-Procymaf.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2001). *México, Segunda*

Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el

Cambio Climático. México: Instituto Nacional de Ecología.

Smith, J. (2003). Land cover assessment of conservation and buffer zones in the Bosawas

Natural Reserve of Nicaragua. *Environmental Management* (31), 252-262.

Stéphenne, N., & Lambin, E., (2001). A dynamic simulation model of land-use change in

Sudano-sahelian countries of Africa (SALU). *Agriculture Ecosystems & Environment*

(85), 145-161.

Styles, B. T. El género *Pinus*, su panorama en México. In Rammamoorthy, T.P., Bye, R., Lot,

A., y Fa, J. (1998). *Diversidad Biológica de México. Orígenes y distribución*. (pp.

385-408). México: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

Turner, M., Pearson, S.M., Bolstad P., & Wear, D. N.(2003). Effects of land-cover change on

spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA).

Landscape Ecology (18), 419-464.

Vega, E., & Márquez, R., (2003). Evaluación indirecta del disturbio mediante la combinación

de estrategias de modelaje: un ejemplo con la cuenca de Valle de Bravo, Estado de

- México. In Instituto Nacional de Ecología. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. (pp. 163-174). México: Semarnat.
- Velázquez, A., Duran, E., Ramírez, I., Mas, J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L. (2003). Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca México. *Global Environmental Change* (85), 175-184.
- Veldkamp, A., & Lambin, E.F. (2001). Predicting land-use change. *Agriculture Ecosystems & Environment* (85), 1-6.
- Villers, L., & Trejo, I. (1998). El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* (23), 10-19.
- Voldoire, A., & Royer, J.F. (2004). Tropical deforestation and climate variability. *Climate Dynamics* (22), 857-874.
- Walsh, S. J., Crawford, W., Welsh, W., & Crews-Meyer, K. (2001). A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture Ecosystems & Environment* (85), 47-64.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA SIERRA
NORTE DE OAXACA: IMPLICACIONES EN LOS ESCENARIOS DE CAMBIO
CLIMÁTICO

DISCUSIÓN GENERAL

DISCUSIÓN GENERAL

El presente trabajo representa un avance en el conocimiento de la tolerancia climática regionales de las especies vegetales de la Sierra Norte de Oaxaca, uno de los sistemas montañosos más biodiversos de México. Al mismo tiempo, este estudio caracteriza los controladores del cambio de uso de suelo que en el futuro configurarán la distribución de los sistemas naturales proveedores de servicios ambientales tales como la captura de carbono, reservas hidrológicas, regulación del clima, protección del suelo, recreativos y culturales (Dávila 1997; Canto 2004; López 2005).

La variabilidad climática, y en especial los eventos extremos han sido considerados como una aproximación de los escenarios de cambio climático. La tolerancia de las especies vegetales obedece tanto a umbrales climáticos como ecológicos (Foster 2001; Fagre et al. 2003; Maslin 2004). Bajo esta perspectiva, los efectos de eventos extremos pueden manifestarse en la vegetación en un estrés fisiológico, aparición de plagas y cambios en los patrones fenológicos (Dobbertin et al. 2005; Pensa et al. 2006). Dichas manifestaciones pueden medirse a través de cambios fisonómicos de la vegetación y cambios en las especies dominantes (Foster 2001; Fagre et al. 2003), que en el presente estudio se determinaron a través del Índice Normalizado de Vegetación a escala regional. De esta forma, en este trabajo se ha respondido una pregunta climática: ¿cuáles son los mecanismos de la variabilidad climática en la región Sierra Norte de Oaxaca?; y una pregunta ecológica: ¿cómo responde la vegetación regional a dicha variación?.

Para ello en el primer capítulo se identificaron las variaciones interanuales e intra-
anuales de la época de crecimiento y su relación con la variabilidad de la precipitación para todo el estado de Oaxaca para los principales tipos de vegetación. En el segundo

capítulo se determinó la variabilidad climática y se identificó la probabilidad de ocurrencia de un indicador del verdor de la vegetación (NDVI) dadas las condiciones climáticas mensuales a nivel multianual y las tolerancias o umbrales climáticos que condicionan la presencia de las especies de planta en la Sierra Norte de Oaxaca con la finalidad de evaluar su sensibilidad a un cambio en el clima. Asimismo, en el tercer capítulo se identificó que para el año 2050 el cambio climático representará un aumento de la temperatura de entre 2.5 y 3.0°C y un cambio de la precipitación de entre +5 y -10% para la zona de estudio, sin dejar de considerar la incertidumbre derivada de la dispersión de los resultados de los modelos. Finalmente, en el capítulo cuatro se identificó al cambio de uso de suelo como un mecanismo de carácter no climático que influye tanto en la distribución de los tipos de vegetación, como en el aumento de las tasas de emisión de bióxido de carbono. La actividad antrópica juega un papel fundamental en la conformación espacial de los sistemas naturales en la zona. La apertura de bosque para agricultura o pastoreo son los controladores del cambio de suelo cuya proyección hacia los siguientes años apunta a una disminución de cerca del 17% de los bosques de la región. Bajo las amenazas de cambio climático y cambio de uso suelo, la SNO difícilmente poseerá la capacidad actual de proveer servicios ambientales.

1. Tendencias del clima en la Sierra Norte de Oaxaca

El análisis de la variabilidad climática y los cambios en el NDVI para los últimos 25 años no indican tendencias al aumento de la temperatura en la SNO. Lo anterior contradice los efectos encontrados en los análisis de resolución gruesa para la región de Centroamérica reportado en otros estudios (Cao et al. 2004; Wang 2005; Neelin et al. 2006; Hunt y Elliot 2006; Giorgi 2006). Esto sugiere que la dinámica de la vegetación en la Sierra Norte de

Oaxaca puede estar gobernada por factores ambientales regionales, posiblemente las variaciones interanuales de la evapotranspiración y la humedad del suelo, lo que requiere mayor profundidad de análisis en estudios posteriores. A la luz de los resultados aquí presentados, se requiere un análisis más profundo del balance hídrico entre los grupos funcionales: herbáceas, arbustos y árboles.

2. Efectos del cambio climático en sistemas montañosos

Los resultados del posible efecto del cambio climático en la vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca coinciden con los reportados para otras zonas montañosas del mundo. Modelos regionales de cambio climático en Europa que han sido aplicados a regiones forestales, indican un corrimiento en elevación de especies de los géneros *Quercus*, *Pinus*, *Picea* y *Abies* debido a sus estrechas tolerancias climáticas (Koca et al. 2006). Las implicaciones de dicho corrimiento pueden originar cambios en la composición y funcionamiento de las comunidades y disminuir la cobertura de bosques templados (Foster 2001). Modelos globales sugieren a que bajo escenarios de un aumento de 3°C y disminución de 13% de precipitación, las regiones de bosques templados y bosques tropicales en Centroamérica estarán en alto riesgo de cambiar a zonas de pastizales o bien, de desaparecer (Scholze et al. 2006). Con el cambio climático los ecosistemas forestales serán los más afectados ya que rebasarán sus umbrales de resistencia (IPCC 2007). Aumentos en la temperatura conllevaran cambios en la precipitación cuyo efecto es inciertos ya que ambas variables se asocian de manera no lineal (IPCC 2007). El análisis de sensibilidad del presente estudio indicó a una alta vulnerabilidad de la vegetación ante el cambio climático. Sin embargo, no se cuenta con análisis suficientes para afirmar categóricamente que desaparecerá. Por otro lado, la alta presión del pastoreo y la agricultura sobre zonas de bosque de pino y

encino en la SNO apuntan a una desaparición del 40% de su cobertura actual para 2020. Por ello, debe puntualizarse la necesidad de estudios regionales que provean de resultados que puedan considerarse en políticas de enfrentamiento al cambio climático y a la deforestación. Por ejemplo, el efecto del cambio de cobertura vegetal por deforestación en el corredor biológico mesoamericano ha originado una disminución en la cubierta nubosa anual, una intensificación de la temporada seca del año y una disminución en los valores de NDVI (Ray et al. 2006). Al mismo tiempo, la tendencia de la regeneración de la vegetación en zonas bajo protección de dicha región para los últimos 6 años, no apunta una tendencia de vegetación secundaria de condiciones húmedas sino más bien hacia una condición típica de regiones secas (Ray et al. 2006). Por ello, las estrategias de protección deben evaluar la tolerancia de las especies a condiciones de mayor aridez que se acentuarán año tras año.

Los resultados de los efectos de la variabilidad climática en los tipos de vegetación de la SNO muestran similitud con los reportados para las zonas montañosas del noroeste de los Estados Unidos (Fagre et al. 2003). En dicho estudio se reporta que el aumento de la temperatura en las regiones de bosques templados ha ocasionado un alargamiento de la época de crecimiento y una mayor severidad de las sequías. Si la temperatura aumenta y la precipitación disminuye hay un alto potencial de sequía al inicio de la época de crecimiento (Sholze et al. 2006). Lo mismo puede indicarse para la SNO ya que, en años bajo anomalías positivas de temperatura, las precipitaciones disminuyeron o bien se atrasaron iniciando en junio y no en mayo, como ocurrió en 1987-1988 y 1997-1998 (durante eventos El Niño). Por otra parte, debido al gradiente altitudinal, la respuesta de las especies a la variabilidad climática difiere entre localidades, por lo que la respuesta de la vegetación al cambio climático también puede ser diferente (Fagre et al. 2003). Esto

evidencia la importancia de las condiciones de microclima también referidas en este estudio. Por ejemplo, los géneros de encino que comparten tanto los bosques de encino y encino-pino y los bosques mesófilos de montaña en la SNO, presentan diferentes tolerancias climáticas, siendo más vulnerables aquellos que habitan el bosque mesófilo, ya que están condicionados a la presencia de niebla.

3.Sensibilidad de la vegetación de la SNO al cambio climático y cambio de uso de suelo

Los bosques templados (pino, pino-encino, encino-pino y encino) presentan vulnerabilidad al cambio climático y al cambio de uso de suelo. Aunque su grado de adaptación a la variabilidad del clima es muy alto, ya que, como lo indican nuestros resultados, pueden recuperarse de periodos de intensas sequías de un año a otro. Los grupos funcionales más vulnerables serán aquellos que habitan en bosques templados y mesófilo de baja tolerancia climática. La tasa de deforestación de estos bosques templados es de 3% anual lo que sugiere que la principal amenaza la constituyen los procesos antrópicos y no el cambio climático. Por otra parte, las selvas altas tienden a recuperarse rápidamente de condiciones de sequía. En cambio las selvas bajas son sensibles a las sequías pero presentan mecanismos de adaptación mediante el alargamiento de su época de crecimiento. A nivel intra-anual las selvas altas perennifolias presentan mas probabilidad de ocurrencia de deficiencia de precipitación (anomalías negativas) y de anomalías negativas de NDVI. Las selvas altas perennifolias y las selvas bajas caducifolias disminuirán su superficie en cerca del 50% en 2020 a una tasa de 3% anual debida a efectos de perturbación antrópica.

La variabilidad climática y los umbrales de tolerancia de la SNO están cercanos a los escenarios de cambio climático. Sin embargo, mecanismos autónomos de adaptación

de las plantas les permiten hacer uso eficiente de los recursos bajo condiciones de estrés climático y se recuperan en ese mismo año tal como lo indicaron los análisis de los NDVI. Sin embargo, bajo cambio climático la variabilidad climática se mueve hacia mayores temperaturas y cambios en la precipitación (Parmesan 2006), por lo que los umbrales de tolerancia documentados en este estudio, se sobrepasaran. Esto sugiere que los ecosistemas no contarán con mecanismos de defensa.

En este estudio se ha llevado a cabo una integración de los parámetros indicadores de la sensibilidad actual de la vegetación presente en un gradiente ambiental heterogéneo y de esta manera entender los posibles efectos del cambio climático. Sin embargo, nuestros resultados no son suficientes para sugerir que los efectos aquí descritos para la SNO pueden ser aplicados a otras regiones montañosas del país a nivel de grupos funcionales. Sin embargo las amenazas de cambio en el clima y los procesos acelerados de cambios en la cubierta vegetal de la SNO se observan también en las serranías del sureste, centro y occidente de México (Challenger 1998).

4. Hacia la aplicación de modelos globales dinámicos de vegetación para evaluar la vulnerabilidad al cambio climático

En el contexto del cambio climático global la parametrización de los elementos atmosféricos y biológicos esta implícita mediante los procesos de aumento de escala (*upscaling*) o disminución de escala (*downscaling*). Dicha parametrización necesariamente conlleva a la consideración de la heterogeneidad espacial. El cambio climático es global, ya que involucra una modificación sistemática de las propiedades de la atmósfera y el océano que aunque incluyen variantes locales, se pueden observar en todo el planeta (Harvey 2000). De esta forma la construcción de los actuales modelos acoplados de

circulación general de la atmósfera (AOGCM, por sus siglas en inglés) ha implicado procesos de *upscaling* para proyectar el clima en el futuro. Por otra parte, se acepta que para poder evaluar la vulnerabilidad local y regional al cambio climático es necesario un proceso de *downscaling* de los AOGCM que incluya los elementos ecológicos, económicos y político-sociales a escala regional. En la construcción de los AOGCM se utilizan métodos de extrapolación que integran la modelación de las relaciones superficie terrestre-atmósfera (hidrología, flujos de calor, momentum, interacción con nubes, impacto de la deforestación de grandes áreas), el modelado ecológico (fotosíntesis, distribución de la luz dentro de la cubierta forestal, respuesta fisiológica de las plantas a un aumento de CO₂, distribución de plantas y animales terrestres y marinos), océanos, capa de hielo y la química atmosférica.

Dentro de estos esfuerzos científicos destaca la elaboración de los modelos dinámicos de la vegetación (DGVM's por sus siglas en inglés) que integran las posibles interacciones a nivel global entre la biósfera y la atmósfera. Parten de los resultados de los escenarios y modelos de circulación e incluyen procesos ecosistémicos clave, tales como emisión y captura de gases de efecto invernadero, procesos biogeoquímicos y turbulencia. A su vez, dichos modelos consideran los cambios de cobertura vegetal como controladores de la dinámica de gases de efecto invernadero (Cramer 2001; Brovkin et al. 2006), ya que la deforestación implica cambios en los almacenes de energía en superficie y un decremento en los flujos de calor latente de la superficie a la capa de mezcla atmosférica, además de incrementarse los flujos de calor sensible (Ray et al. 2006). No obstante que estos modelos se aplican a escalas globales, existen algunos estudios regionales (eg, Koca et al. 2006). Ejemplos de estos modelos son CLIMBE-2 (Petoukhov et al. 2000), ECBILT-CLIO-VECODE (Brovkin et al. 1997), KNMI (Opsteegh et al. 1998), MIT (Sokolov y

Stone 1998), MOBIDIC (Gallée et al. 1991; Crucifix et al. 2002), entre otros. En posteriores investigaciones y partiendo de los resultados presentados en este trabajo, se requiere analizar a mayor detalle algunos procesos de las interacciones del clima y la vegetación, para integrarlos en los DGVM. Por ejemplo, la capacidad de migración y dispersión de las especies dominantes debe ser evaluada en función de la fragmentación de los hábitats que ha ocasionado el cambio de uso de suelo (Scheller y Mladenoff 2005), sobre todo en los bosques mesófilos de montaña y los bosques de encino-pino. Para ello se sugiere implementar análisis de patrones de cambio de uso de suelo y su efecto en la regeneración natural considerando gradientes altitudinales actuales que simulan cambios en el clima (Díaz et al. 1999). Por otra parte es necesario modelar las interacciones biósfera- atmósfera de mayor resolución espacial que implica el cambio de uso de suelo en modelos espacialmente explícitos. Estudios de este tipo se han realizado en Brasil y Noruega (Silva et al. 2006; Brovkin et al. 2006). Asimismo, estudios de largo plazo (Greenland et al. 2003), con técnicas de paleoclimatología y dendrocronología son necesarios en la región de estudio para entender el impacto histórico del clima en la dinámica forestal y el efecto del cambio climático en las tasas de crecimiento estacional o anual de algunas especies.

Como se ha descrito en este trabajo, la ciencia del modelado del clima ha avanzado hacia resultados de cada vez mayor resolución espacial, sin embargo, la magnitud de los cambios en la temperatura y precipitación a escala regional es muy similar a la reportada en modelos de baja resolución, por lo que deben considerarse como escenarios factibles. Esto lleva a pensar que la toma de decisiones para la mitigación y adaptación al cambio climático debe avocarse a documentar sus efectos sobre la vegetación a escala regional y local, dadas las particularidades de adaptación natural de las plantas y las prácticas locales

de su aprovechamiento. Independientemente de los efectos globales, es necesario particularizar en los efectos de la vegetación a escala de grandes tipos de vegetación, especialmente en áreas ecotonales. Para ello se requiere una mayor evaluación de la pérdida de captura de agua por efectos de la deforestación en los bosques de regiones montañosas a través de un mayor monitoreo de los caudales y demandas de agua.

Dado que la condición de El Niño en México es similar a lo esperado con el cambio climático, es necesario particularizar sobre el efecto de El Niño a escala regional en otras regiones montañosas de México. Asimismo, es necesaria la construcción de índices sobre la sensibilidad de los ecosistemas a la variabilidad climática, mismos que pueden construirse con el NDVI y datos climatológicos a escala nacional (Kogan et al 2002).

Las técnicas de gradientes ambientales y cronosecuencias pueden ser utilizadas para evaluar escenarios sucesionales, de cambios en composición y funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, mediante dichas técnicas, en la SNO las coníferas de los bosques mesófilos están siendo sustituidas por elementos florísticos de especies latifoliadas (Bautista et al 2003) y se ha reportado una disminución de las epífitas en los bosques de niebla debido a cambios microclimáticos originados por su conversión a tierras de cultivo y su posterior abandono (Cordova y Del Castillo 2001). Relacionado con lo anterior, se requiere una mayor documentación del corrimiento altitudinal de los tipos de vegetación que pueden iniciarse con estudios de composición florística en bosques y selvas ecotonales en la región.

Finalmente, el cambio climático y el cambio de uso de suelo deben ser reconocidos como amenazas reales por parte de las comunidades que realizan aprovechamiento forestal y agrícola en la región, así como por las instancias gubernamentales que regulan el

aprovechamiento de los recursos naturales con la finalidad de identificar mecanismos de mitigación y adaptación.

REFERENCIAS

- Bautista, A. Del Castillo, R. y Gutiérrez, C. 2003. Patrones de desarrollo del suelo asociados con sucesión secundaria en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña. Ecosistemas.
DOI: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigación1.htm>.
- Brovkin, V., Ganopolski, A. y Svirezhev. 1997. A continuous climate-vegetation classification for use in climate-biosphere studies. *Ecology Modeling* (101) 251-261.
- Brovkin, V., Claussen, M., Driesschaert, E., Fichfet, T., Kicklighter, D., Loutre, M., Matthews, H., Ramankutty, N., Schaeffer, M. y Sakov, A. 2006. Biogeographical effects on historical land cover change simulated by six Earth system models of intermediate complexity. *Climate Dynamics*. (26) 587-600.
- Canto, J.M. 2004. Capitales de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo en bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. 117 pp.
- Cao, M., Prince, S.D., Small, J., y Goetz, S.J. 2004. Remotely sensed interannual variations and trends in terrestrial net primary productivity 1981-2000. *Ecosystems* (7) 233-242.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Instituto de Biología, UNAM; Agrupación Sierra Madre A.C. México. 847 pp.
- Códova, J. y Del Castillo, R. 2001. Changes in epiphyte cover in tree chronosequences in a tropical montane cloud forest in Mexico. En Gottsberg, G. y Liede, S. (editores). *Life Forms and Dynamics in Tropical Forest. Dissertationes Botanicae* 346. pp. 79-94. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin-Stuttgart, Alemania.
- Cramer W., R.J.Olson, S.D. Prince y J.M.O Scurlock. 2001. Determining present patterns of global productivity. En Roy, J., B. Saugie y H.A Mooney (editores). *Terrestrial global productivity*. Academic Press, San Diego, US. pp. 429-448.
- Crucifix, M. y Hewitt, C. 2002. Impact of vegetation change on the dynamics of the atmosphere at the Last Glacial Maximum. *Climate Dynamics* (25) 447-459.

- Dávila 1999; Dávila, P., Torres, L., Torres, R. y Herrera O. 1997. Sierra de Juárez, Oaxaca. En Heywood, V.H. y Davis, S. (coords.).Centers of plant diversity. A guide an strategy for their conservation. World Wildlife Fund 135-138.
- Díaz, S., M. Cabido, M. Zak, E. Martínez-Carretero y J. Aranibal. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*. (19) 651-660.
- Dobbertin, M., Hilker, N., Rebetez, M., Zimmermann, N., Wohlgemuth, T. y Rigling, A. 2005. The upwards shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* spp. *austriacum*) in Switzerland-the result of climate warming?. *International Journal of Bioclimatology*. (50) 40-47.
- Fagre, D., Peterson, D. y Hessler, A. 2003. Taking the pulse of mountains ecosystem responses to climatic variability. *Climatic Change*. (59) 263-282.
- Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth- Science Reviews*. (55) 73-106.
- Gallée, H; van Ypersele, J.P. Fichefet, T., Tricot, C., Berger, A. 1991. Simulation of the last glacial cycles by a coupled sectorially average climate-ice sheet model. Part 1: the climate model. *Journal of Geophysics Research*. (96) 113-161.
- Giorgi, F. 2006. Climate change hot-spot. *Geophysical Research Letters*. (33) L08707.
- Greenland, D., Hayden, B., Magnuson, J., Ollinger, S., Pielke, R y Smith, R. 2003. Long-term research on biosphere-atmosphere interactions. *BioScience* (53) 33-45.
- Harvey, L. D. 2000. Upscaling in global change research. *Climatic Change*. (44) 225-263.
- IPCC: Intergovernmental Panel of Climate Change, 2007. Climate change 2007. Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II. Contributions to the Intergovernmental Panel of Climate Change. Fourth Assessment Report. Summary for Policymakers. WMO-UNEP, Geneve 22 pp.
- Koca, D., Smith, B. y Sykes. 2006. Modelling regional climate change effects on potential natural ecosystems in Sweden. *Climatic Change*. (78) 381-406.
- Kogan, F. 2002. World Droughts in the New Millennium from AVHRR-based Vegetation Health Indices. *EOS, Transactions, American Geophysics Union* (48) 562-563.
- López, R. 2005. Efecto del manejo forestal en la diversidad, composición, estructura y regeneración de especies en un bosque templado en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis. Licenciatura en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. 146 pp.
- Maslin, M. 2004. Ecological versus climatic thresholds. *Science*. 306: 2197-2198.

- Neelin, J.D., Münnich, M., Meyerson, J.E. y Holloway, C.E. 2006. Tropical drying trends in global warming models and observations. *PNAS* (103) 6110-6115.
- Opsteegh, J.D., Haarsma, R.J., Selten, F.M. y Kattenberg, A. 1998. ECBILT: a dynamic alternative to mix boundary conditions in ocean models. *Tellus A. Dynamics and Meteorology Oceanography*. (50) 348-367.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review in Ecology and Evolution*. (37) 637-669.
- Pensa, M., Sepp, M. y Jalkanen, R. 2006. Connections between climatic variables and the growth and needle dynamics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *International Journal of Bioclimatology* (50) 205-214.
- Petoukhov, V., Ganopolski, A., Brovkin, V., Claussen, M., Eliseev, M., Kubatzki, S., Rahmstorf, S. 2000. CLIMBER-2: a model description and performance for present climate. *Climate Dynamics*. (16) 1-17.
- Ray, D., Welch, K. Lawton, R. y Nair, U. 2006. Dry season clouds and rainfall in northern Central America: implications for the Mesoamerican Biological Corridor. *Global and Planetary Change* (54) 150-162.
- Scheller, R y Mladenoff, D. 2005. A spatially interactive simulation of climate change harvesting, wind, and tree species migration and projected changes to forest composition and biomass in northern Wisconsin, USA. *Global Change Biology*. (11) 307-321.
- Sholze, M., W. Knorr., Arnell, N. y Prentice, C. 2006. A climate-change risk analysis for world ecosystems. *PNAS*. (35) 13116-13120.
- Silva, M.E.S., Franchito, S.H. y Rao, B. 2006. Effects of Amazonian deforestation on climate: a numerical experiment with a coupled biosphere-atmosphere model with soil hydrology. *Theoretical and Applied Climatology*. (85) 1-18.
- Sokolov, A.P. y Stone, P.H. 1998. A flexible climate model for use in integrated assessments. *Climate Dynamics* (14) 291-303.
- Wang, G. 2005. Agricultural drought in a future climate: results from 15 global climate models participating in the IPCC 4th assessment. *Climate Dynamics* (25) 739-753.