



UNIVERSIDAD AUTONOMA CHAPINGO
DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**CARTOGRAFÍA DE ASOCIACIONES ARBÓREAS MEDIANTE
IMÁGENES DE SATELITE LANDSAT TM Y MODELOS
DE RELACIÓN ASOCIACIÓN-TOPOGRAFÍA**

TESIS

**QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA:

MARCO ANTONIO MÁRQUEZ LINARES

Chapingo, Estado de México

1998



DIRECCION ACADEMICA
DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXAMENES PROFESIONALES



874071

**CARTOGRAFIA DE ASOCIACIONES ARBOREAS MEDIANTE
IMAGENES DE SATELITE LANDSAT TM Y MODELOS
DE RELACIÓN ASOCIACIÓN-TOPOGRAFÍA**

Tesis realizada por Marco Antonio Márquez Linares bajo la dirección del Comité Asesor
indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

DIRECTOR:



Eduardo Vargas Pérez

ASESOR:



Diodoro Granados Sánchez

ASESOR:

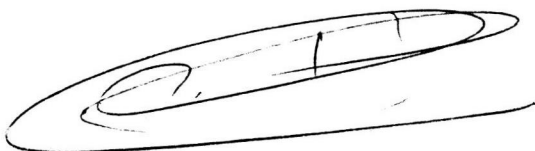


Hugo Ramírez Maldonado

**CARTOGRAFIA DE ASOCIACIONES ARBOREAS MEDIANTE
IMAGENES DE SATELITE LANDSAT TM Y MODELOS
DE RELACIÓN ASOCIACIÓN-TOPOGRAFÍA**

El jurado que revisó y aprobó el examen de grado de Marco Antonio Márquez Linares, autor de la presente tesis de Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales estuvo constituido por:

PRESIDENTE: _____



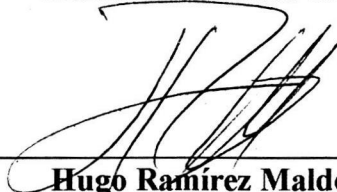
Eduardo Vargas Pérez

ASESOR: _____



Diodoro Granados Sánchez

ASESOR: _____



Hugo Ramírez Maldonado

DEDICATORIAS

A Rebeca, mi invaluable compañera en la vida.

A mis hijos, Emiliano y Eliana, quienes dan alegría a la vida.

**A mis padres, Eugenia y Marco Antonio,
antes protectores y proveedores, y ahora grandes amigos.**

A la vida , sabia, hermosa e impasible.

Gracias

AGRADECIMIENTOS

A El Creador.

**Al pueblo de México quien, a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología,
me apoyo para realizar estos estudios.**

**A los profesores de la División de Ciencias Forestales de la UACH,
que compartieron conmigo su conocimiento.**

**Al Instituto Politécnico Nacional, institución a través de la
cual me he desarrollado profesionalmente.**

**A la Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal “La Victoria-Miravalles”
de Durango, por el apoyo prestado para el
desarrollo del presente trabajo.**

**Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua,
por la facilitación de las imágenes de satélite empleadas en el trabajo**

DATOS BIOGRÁFICOS

El autor nació el 20 de Junio de 1960, en la Cd. de México, Distrito Federal. Estudió la carrera de biología en La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco de la cual egresó en 1983. De 1984 a 1986 estudió la maestría en Ecología y Manejo de Recursos Bióticos en el Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos en Xalapa, Ver. A partir de 1986 trabaja en el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional del Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR-IPN), Unidad Durango, donde se desarrolla como investigador en Recursos Forestales. Ha participado como director de cuatro proyectos de investigación en silvicultura y manejo de cuencas, y participado como colaborador en cuatro proyectos sobre plagas forestales. Ha presentado trabajos en 24 Congresos Nacionales e Internacionales, autor o coautor de 11 escritos de carácter científico, y ha presentado 15 conferencias en diferentes foros. También ha participado como asesor en algunas Unidades de Conservación y Desarrollo Forestal en el estado de Durango, en silvicultura, manejo de cuencas y plagas y enfermedades forestales y desarrollado proyectos de impacto ambiental para empresas particulares.

RESUMEN

Se elaboró la cartografía de cinco asociaciones arbóreas en la microcuenca de “El Tecolote”, en el municipio de San Dimas, Durango. Se usaron dos métodos cartográficos: el primero basado en información digital del satélite Landsat TM mediante el criterio de distancia cuadrada generalizada (testigo); y el segundo mediante la combinación de información del satélite, información topográfica del sitio (topografía y exposición) y relaciones de probabilidad de las asociaciones arbóreas con respecto a la topografía (combinada). La cartografía testigo tuvo una precisión de 65.6% mientras que la cartografía por el método combinado de 82.4%, y su generalización mediante un filtrado de moda, de 91.91%. Existen diferencias significativas entre ambos métodos de clasificación, por lo que la metodología combinada mejoró notablemente la precisión de la cartografía con respecto al testigo. La mejora en la precisión se debió principalmente a las clases que mostraron una mayor relación con las variables topográficas usadas.

Palabras clave: Bosques de coníferas, clasificación forestal, Imágenes Landsat TM, cartografía de la vegetación, Durango.

ABSTRACT

In this study was elaborated the cartography of five tree associations in El Tecolote watershed in Durango, Mexico. There were used two methodologies, the first was based in Landsat thematic mapper digital data and classified with a criterion of generalized squared distance (witness classification). The second method, the topographic information of aspect and topographic position were used in combination with Landsat TM data using the Bayes' theorem (combined classification) trough probability relationships. The witness classification had a mapping accuracy of 65.6% and combined classification of 82.42%. There were significative differences between two methodology employed.

Key words: Geographic Information System, Forest classification, Landsat TM, Vegetation cartography, Durango, Mexico.

TABLA DE CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1. CONCEPTOS BÁSICOS EN LA CLASIFICACIÓN DE COMUNIDADES VEGETALES.	4
2.2. CLASIFICACIÓN DE LA VEGETACIÓN POR PERCEPCIÓN REMOTA.....	15
2.3. MÉTODOS PARA ELABORAR LA CARTOGRAFÍA DE LA VEGETACIÓN.	20
III. METODOLOGÍA	24
3.1. AREA DE ESTUDIO	24
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.	27
IV. RESULTADOS.....	41
4.1. AREAS DE ENTRENAMIENTO.	42
4.2. SELECCIÓN DE VARIABLES	44
4.3. ANÁLISIS ESPECTRAL DE LAS CLASES FORESTALES	45
4.4. CLASIFICACIÓN DE LA IMAGEN MULTIESPECTRAL TM.	48
4.5. PRODUCCIÓN DE MAPAS DE TOPOFORMAS Y EXPOSICIONES.	51
4.6. RELACIONES ENTRE LAS ASOCIACIONES Y LOS RASGOS TOPOGRÁFICOS.....	51
4.7. PRODUCCIÓN DEL MAPA COMBINADO	55
4.9. USO DE LA CARTOGRAFÍA.....	58
V. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	62
VI. CONCLUSIONES	67
VII. LITERATURA CITADA.....	68

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Promedio y desviación estandar por variable y clase forestal.....	43
Cuadro 2. Matriz de correlación entre las diferentes bandas TM para el área del estudio....	44
Cuadro 3. Porcentaje de aciertos de las clasificaciones realizadas usando diferentes combinaciones de variables.....	45
Cuadro 4. Resumen de los análisis de varianza realizados para comparar las medias de cada variable de las seis clases forestales consideradas	46
Cuadro 5. Extremos de los intervalos de confianza (al 95%) para las medias de cada variable (TM1 a TM7) por clase forestal considerada.	46
Cuadro 6. Significancia del modelo de regresión aplicado para determinar la normalidad multivariada de las clases estudiadas.....	48
Cuadro 7. Número de pixeles reclasificados dentro de un determinado grupo en base a la regla discriminante de Fisher.	49
Cuadro 8. Número de sitios encontrados por topoforma y asociación arbórea.....	53
Cuadro 9. Número de sitios encontrados por exposición y asociación arbórea.	53
Cuadro 10. Probabilidades $p(t z)$ de ocurrencia de la clase t dada una determinada condición topográfica (z).	53
Cuadro 11. Matriz de errores del mapa temático testigo contra las áreas de validación (filas).....	57
Cuadro 12. Matriz de errores del mapa temático combinado contra áreas de validación (filas).....	57
Cuadro 13. Superficie (ha) estimada de las asociaciones consideradas.....	58
Cuadro 14. Superficie (ha) estimadas mediante la cartografía combinada de las clases forestales por topoforma.	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la microcuenca del Tecolote en el estado de Durango.	25
Figura 2. Mapa hipsográfico de la microcuenca del arroyo del Tecolote, Dgo.	25
Figura 3. Esquema sintético metodológico.	30
Figura 4. Imagen del primer componente principal da las variables TM1 a TM7.	43
Figura 5. Firmas espectrales de las seis clases de cubierta forestal en la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.	47
Figura 6. Cartografía temática testigo de las asociaciones arbóreas de la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.	50
Figura 7. Mapa de topoformas de la microcuenca de El Tecolote, Dgo.	54
Figura 8. Mapa de exposiciones de la microcuenca del Tecolote, Dgo.	54
Figura 9. Mapa temático combinado de las asociaciones arbóreas en la.	56
Figura 10. Número de pixeles clasificados correctamente mediante la clasificación testigo y combinada.	57
Figura 11. Clasificación combinada generalizada (filtrada por la moda) del área de estudio.	59

I. INTRODUCCIÓN

La clasificación y cartografía de la vegetación es una de las acciones básicas para el manejo y conservación de los recursos naturales. De estas acciones se desprenden los lineamientos para caracterizar, cuantificar y ubicar en el espacio y en el tiempo los recursos naturales. Esta información al complementarse con estimaciones sobre la dinámica de reemplazo, crecimiento e interacción entre los componentes de los ecosistemas permite realizar una planeación adecuada para aprovechar y conservar bajo términos sustentables los recursos de los ecosistemas.

Los métodos empleados para clasificar y por lo tanto para categorizar y describir la vegetación dependen del tipo de estudio a realizar. Dentro de la ecología vegetal se han propuesto varios sistemas de clasificación por las diferentes escuelas existentes, aunque en manejo de ecosistemas forestales el sistema de clasificación por tipos dominantes propuesto por Wittaker (1978) es de los más empleados dada su facilidad de reconocimiento en campo y de su representación cartográfica.

Por otro lado, la precisión de la cartografía depende de la información con que se cuente. En este sentido las posibilidades cartográficas han aumentado enormemente con la información que ofrece la percepción remota satelital, aunque es esencial no perder de vista que la percepción remota no puede distinguir cualquier tipo de categoría con la misma precisión, ya que depende de factores propios de los sensores, de las condiciones de reflectancia y emitancia de los objetos de la superficie terrestre y de las condiciones atmosféricas en el momento de toma de las imágenes.

En las dos últimas décadas la percepción remota se ha usado con frecuencia para elaborar mapas temáticos de vegetación y uso del suelo, dada la rapidez y objetividad derivada del

uso de métodos estadísticos. No obstante estas ventajas, la precisión rara vez sobrepasa el 80% (Skidmore, 1989) debido a que con frecuencia las clases que se desean distinguir (categorías de la clasificación), presentan los mismos patrones espectrales, o porque una misma clase presente diferente respuesta espectral por encontrarse en diferentes condiciones de iluminación, de humedad o de algún otro factor (Pons, 1994).

Para mejorar la precisión de la cartografía de la vegetación por medios remotos, los investigadores se han valido de información auxiliar, como son los factores del clima, del suelo o de la topografía, los cuales se introducen como parte del proceso de clasificación mediante diferentes metodologías. Éstas en general se dividen en métodos deterministas y probabilísticos. En los primeros, la información auxiliar puede ser usada para dividir el área de estudio en regiones, las cuales son clasificadas independientemente y al final se unen, o bien se usa para tomar decisiones específicas. En los métodos probabilísticos la información auxiliar puede ser introducida como un canal más de información, o bien ser usada para determinar las probabilidades de encontrar una categoría dada bajo las condiciones establecidas por la información auxiliar. Tanto los métodos determinísticos como probabilísticos que se han empleado mejoran la precisión de la cartografía (Straheler, 1978; Straheler, 1981; Skidmore, 1989; Bolstad, 1992).

En México existen pocos trabajos sobre el uso de variables auxiliares para elaborar la cartografía de la vegetación. El inventario nacional forestal utilizó información auxiliar a nivel determinístico (Sorani, 1995). González (1995) realizó la cartografía de la vegetación utilizando la información climática y topográfica para estratificar el área de su estudio. Jean-Francois (1995) uso información auxiliar mediante sistemas de información geográfica para reclasificar sitios bajo determinadas circunstancias.

El objetivo del presente trabajo es elaborar la cartografía de los tipos forestales dominantes (asociaciones arbóreas), con enfoque probabilístico, en una microcuenca de la Sierra Madre Occidental de Durango, mediante el uso de información derivada de tres fuentes: Imágenes del satélite LANDSAT TM, un modelo digital de elevación escala 1:50000 del INEGI e

información de 114 sitios de muestreo ubicados en el área de estudio. Lo anterior bajo la hipótesis de que las asociaciones arbóreas de la cuenca son identificables a través de sus patrones espectrales y predecibles por el hábitat en que se encuentran. Entonces, la pregunta de investigación planteada en el objetivo del trabajo es: ¿que asociación ocurre en una localización determinada en el sitio de estudio?. Para contestar esta pregunta se definió un sistema de información geográfica tipo raster en el cual las fuentes de información disponibles fueron procesadas para poder contar con las probabilidades de ocurrencia de cada asociación en cada localización y así finalmente seleccionar la asociación de máxima verosimilitud.

El presente trabajo utilizó las categorías de asociaciones arbóreas propuesto por Márquez y González (1995) en el área del estudio. Ellos clasificaron la vegetación en cinco tipos forestales o asociaciones arbóreas y describieron las características silvícola y ecológicas de cada una.

Objetivo:

Elaborar una metodología para elaborar la cartografía de asociaciones arbóreas en una microcuenca de la Sierra Madre Occidental de Durango, mediante información del sensor remoto Landsat TM, información geográfica digital de las topofomas y exposiciones de la cuenca, y modelos probabilísticos de relación asociación-topografía.

Hipótesis:

Las asociaciones arbóreas de la cuenca son identificables a través de sus patrones espectrales y predecibles estadísticamente de acuerdo al hábitat donde se encuentran.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

El rápido deterioro de los ecosistemas existentes en la actualidad, ha conducido a la aplicación de conceptos ecológicos y biogeográficos para la conservación y manejo de las áreas naturales. En este propósito, las técnicas digitales de percepción remota (PR) y sistemas de información geográfica (SIG) ofrece una valiosa herramienta para la abordar dichos problemas. La primera permite obtener datos de las características de la superficie terrestre de manera rápida y relativamente barata, mientras que los segundos permiten manejar dichos datos para desarrollar modelos e índices interpretativos. En la presente revisión de literatura se pretende analizar los conceptos y métodos ecológicos que permiten el desarrollo y aplicación de la percepción remota y sistemas de información geográfica para la cartografía de unidades de vegetación a nivel local y regional, lo cual es uno de los primeros pasos para la búsqueda de alternativas de manejo y conservación de ecosistemas terrestres.

2.1. Conceptos básicos en la clasificación de comunidades vegetales

2.1.1 Clasificación de comunidades vegetales. Uno de los propósitos fundamentales de la ecología vegetal es la ordenación y clasificación de las comunidades vegetales. En la ordenación se pretende arreglar los sitios de estudio de acuerdo a gradientes ambientales que pueden ser reales (humedad, temperatura, etc.) o abstractos (complejo de factores ambientales) para encontrar la relación que existe entre los sitios en términos relativos. La clasificación pretende obtener una descripción y agrupamiento de los sitios por sus características propias, que aunque estén relacionados con determinados factores ambientales, no se incluyen como parte del proceso de clasificación (Granados, 1982).

Se han desarrollado diferentes sistemas de clasificación adaptados a diferentes tipos de paisajes e intereses de investigación. Los primeros sistemas se basaron en la fisonomía o estructura de la vegetación, pero surgieron posteriormente otros enfoques. Wittaker (1980) describe los fundamentos de las diferentes escuelas de ecología vegetal, los criterios que utilizan y los métodos de análisis. A continuación se presenta una breve descripción de estas.

Escuela Dinámica. Representada por Clements, toma como criterio las formas de vida predominante y propone a la asociación como la unidad básica de la clasificación. Las asociaciones se agrupan para obtener el tipo de formación, las que a su vez componen una formación o bioma. El punto central de esta escuela queda ubicado en el concepto de asociación y en el concepto de comunidad climax, considerando a las comunidades como superorganismos.

Escuela fitosociológica de Upsala. Se basa en la constancia-dominancia de especies sobre las unidades de muestreo, considerando que una biocenosis es estable y bien delimitada con una composición florística uniforme. Las especies que cumplen con un determinado porcentaje de presencia se denominan asociaciones. Estas forman alianzas, que a su vez componen ordenes y finalmente clases. Se utilizan criterios cuantitativos y estadísticos, como el área mínima, para determinar la constancia de las especies y así determinar las asociaciones.

Escuela de Zurich-Montpellier (Braun Blanquet). La clasificación se basa en las asociaciones florísticas. Se utilizan parámetros analíticos y sintéticos para caracterizar a la comunidad tales como la densidad de especies, la cobertura, la abundancia la sociabilidad y la fidelidad. Con esta información se realizan tablas de asociaciones para desarrollar una clasificación jerárquica, basada en la agrupación de asociaciones dentro de alianzas, alianzas dentro de ordenes y ordenes dentro de clases.

Escuela cuantitativa. La asociación es también la unidad básica de agregación. Se define utilizando métodos cuantitativos como las tablas de contingencia. Una vez hecho esto se

puede proceder a realizar constelaciones de especies, o bien mediante análisis de similitud y disimilitud de las unidades de muestreo se procede a realizar agrupaciones de sitios (cluster) para determinar grupos o clases de comunidades.

Escuela ambientalista. Representada por Holdridge, propone zonas biogeoclimáticas (o zonas de vida) como unidades básicas para la clasificación interpretando a éstas como un área geográfica controlada por el mismo factor macro o mesoclimático y por un mismo tipo de suelo. Dentro de una misma zona se pueden presentar diferentes fisonomías o asociaciones vegetales debido a variaciones en la topografía, el drenaje o el microclima. La temperatura, la precipitación y humedad se utilizan como factores críticos para realizar la clasificación.

En México la clasificación de la vegetación más usada es la propuesta por Rzedowsky (1978) basados principalmente en aspectos fisonómicos, aunque se han propuestos otros sistemas basados en las formas de vida predominantes como los usados por la SARH, o el INEGI.

La elección de un método determinado para clasificar la vegetación, se fundamenta en las necesidades y objetivos del trabajo. Esto es, se elegirá aquel método que considere los parámetros que el interesado juzgue convenientes para la realización de su estudio. No obstante es necesario mencionar que una vez elegido un sistema es conveniente permanecer dentro de el, ya que de esto depende la interpretación y la posible comparación de los resultados con otros trabajos.

Un concepto que es común a todas las escuelas exceptuando la corriente ambientalista es la asociación. Originalmente el término fue definido por Warming (1909, citado por Beard, 1980) desde un punto de vista fisonómico, como una comunidad con una composición florística uniforme; las asociaciones originan una formación; y a su vez, la formación es una expresión de las condiciones de vida de una región. Otros autores consideran a la asociación como “tipos” de comunidad caracterizados por sus especies dominantes (Wittaker, 1980). Los tipos de comunidad reconocidos por sus especies dominantes difiere de la asociación de

la escuela de Braun-Blanquet en la definición y en la escala considerada; estos autores reconocen a la asociación por la fidelidad, constancia y dominancia de determinadas especies.

En la última década el uso de la percepción remota satelital ha proporcionado una herramienta valiosa para la cartografía de la vegetación, basado en la reflectancia de la superficie terrestre. Para la caracterización y descripción de las unidades vegetales se puede recurrir a alguno de los métodos de clasificación de la vegetación existentes, siempre y cuando las clases dadas por un sistema dado sean susceptibles de reconocerse espectralmente. Por esta razón la clasificación por asociaciones o por especies dominantes (tipos) de los estratos superiores propuesta por Wittaker, aunque no es la más completa desde el punto de vista florístico, constituye una de las más empleadas en bosques naturales, dada la facilidad de reconocimiento en campo así como por medios remotos. A continuación se describe con mayor detalle este método de clasificación.

2.1.2 Tipos dominantes. La clasificación por especies dominantes ha sido usada por muchos autores en todas las escuelas de ecología, pero son particularmente importantes en la escuela Americana e Inglesa. Debido a su facilidad de uso este tipo de clasificación es la preferida por ecólogos prácticos, forestales, paztizaleros, ecólogos de la vida silvestre y manejadores de suelo. Los tipos de dominancia son incluidos formalmente en el sistema de clasificación de Clements.

Wittaker (1980) menciona que un “tipo dominante” es una clase de comunidad definida por la dominancia de una o más especies. Estas especies son normalmente tomadas del estrato de cobertura mayor, aunque en ocasiones de los estratos inferiores pero de mayor cobertura. El concepto de ‘dominante’ en si mismo no tiene fronteras claras. En un bosque puede ser verdad que los árboles del dosel son más importantes que otros debido a su efecto en el microclima y química del suelo, ambientes a los cuales otras especies deben estar adaptadas. Sin embargo en un desierto abierto los efectos de las especies dominantes pueden ser menos visibles. Dominante en la mayoría de los casos significa únicamente que la especie es

conspicua dentro de su comunidad y con algún valor de importancia (cobertura, densidad, frecuencia etc.) más alto que el resto de las especies.”

Es importante entender en que sentido las especies son dominantes de acuerdo a los factores ambientales a los que se adaptan. Algunas especies pueden ser dominantes solo en un rango ambiental específico, otras pueden tener discontinuidades debido al efecto de la competencia con otras especies dominantes en un rango intermedio, otras más pueden ser solo dominantes bajo un conjunto de condiciones de varios factores ambientales (ver: Wittaker, 1980 p. 71).

De este modo, los tipos de dominancia estas basados sobre diferentes tipos de relaciones de distribución a lo largo de gradientes. Una especie dominante puede serlo a lo largo de un amplio rango de gradientes ambientales; el tipo esta entonces definido a comprender sitios de diversos hábitats y composición de especies, mientras que algún otra especie puede ser solo dominante en un rango muy pequeño. Consecuentemente una clasificación hecha con este criterio puede dar unidades de amplios grados de inclusividad y escala. Por esto, las especies dominantes puede no dar bases objetivas para tomar decisiones sobre la escala, la identidad y el número de categorías a emplear.

Otra consideración importante al concepto de asociación por especies dominantes es que si bien el término puede ser aplicado sin problemas a ecosistemas fríos y templados donde se puede ver una clara dominancia de determinadas especies arbóreas, esto no ocurre en ecosistemas tropicales donde la dominancia prácticamente no ocurre.

Por esto para una clasificación sistemática y para obtener conocimientos detallados sobre la comunidad y sus relaciones con el ambiente este enfoque tiene considerables desventajas con respecto a otros sistemas como el de Braun Blanquet, no obstante puede ser conveniente cuando no es necesario estudios detallados y fuese necesario reconocer con facilidad las diferentes asociaciones. Por lo tanto la elección del sistema de clasificación por tipos de dominancia debe implicar la aceptación de estas limitaciones.

2.1.3 Escala. Una comunidad de plantas es inimaginable sin el espacio que ocupa. Consecuentemente una comunidad de plantas es un fenómeno geográfico con variación espacial. Esta variación no es azarosa sino que, generalmente esta asociada a factores ambientales y perturbaciones, por lo que tiende a formar patrones y mosaicos (Muller, 1974). Sin embargo, la percepción espacial de dichos patrones y mosaicos, varía de acuerdo a la escala del estudio. Du Rietz (citado en Muller, 1974) reconoció cuatro niveles de complejidad de las comunidades vegetales de acuerdo al arreglo geográfico del hábitat:

- a. Comunidades que ocupan un espacio pequeño dentro de un mosaico.
- b. Complejo de mosaicos en áreas relativamente pequeñas.
- c. Complejo de comunidades naturales que ocupan grandes áreas
- d. Regiones complejas de vegetación

Estos cuatro niveles son generalmente suficientes para describir los complejos de vegetación natural y corresponden a diferentes escalas. Las siguientes son algunas de las escalas que se pueden emplear en investigaciones de ecología vegetal (Mueller, 1974):

a. Pequeña escala: Incluye mapas escala 1:1000000, presentan información muy general de zonas muy grandes como formaciones o biomas.

b. Mapas de escala intermedia de orientación regional: Incluyen mapas de 1:1000000 y de 1: 100,000. Permiten la representación de unidades florísticas o de vegetación tales como alianzas o comunidades dominantes.

c. Mapas de gran escala: De 1: 100000 a 1: 10000. Permiten la representación de las unidades de vegetación que pueden ser definidas por especies dominantes u otra definición florística e incluso atributos estructurales. En esta escala se pueden elaborar mapas de las fronteras entre las diferentes unidades de vegetación.

d. Mapas de detalle. De 1:5000 a 1:1000. Estos mapas se preparan para propósitos especiales tales como sitios de investigación o la documentación de reservas naturales.

e. Mapas de sitio. De 1:100 a 1:10, sirven para realizar mapas de ubicación de individuos de especies para propósitos de ecología de poblaciones.

Por su lado Whittaker (1975) propuso siete niveles o escalas ecológicas para medir la riqueza de especies. Cuatro de ellos representan un inventario o la composición de una unidad de muestreo. La diversidad *alfa* mide la riqueza dentro de una comunidad homogénea. Dentro de una comunidad, los sitios de muestreo pueden tener también diferente número de especies debido a las diferencias en el microhábitat y los procesos estocásticos que lo originaron. Whittaker llamó a esta diversidad de *punto*. La diversidad *gama* describe el número de especies en un paisaje que contiene más de un tipo de comunidad. Para áreas geográficas amplias que incorporan más de un tipo de paisaje Whittaker introdujo el término de diversidad *épsilon* o diversidad regional.

Whittaker (1975) también definió tres tipos de diversidad que diferencian los cambios en la composición de especies entre muestras a nivel de inventario. De este modo la diversidad de *patrones* corresponde a los cambios entre puntos dentro de una comunidad. La diversidad *beta* mide los cambios en composición a lo largo de gradientes ambientales o entre comunidades dentro de un paisaje. Los cambios similares a lo largo de gradientes climáticos o geográficos son llamados diversidad *delta*.

También Whittaker asignó dimensiones espaciales a los siete tipos de riqueza. La escala de punto incluye unidades de muestra de aproximadamente 10^{-2} ha, la escala de la diversidad *alfa* se ubica alrededor de 10^0 ha; la *gama* alrededor de 10^4 ha, y la diversidad regional se ubica en 10^8 ha. La escala de la diversidad de los cambios en la riqueza de especies se ubican entre las escalas de los tipos de diversidad de inventario. La diversidad de patrones incluye unidades de muestreo de 10^{-2} a 10^0 ha. La diversidad *beta* usa unidades de muestreo que van de 10^0 a 10^4 ha, mientras que la *delta* compara unidades de muestreo de 10^0 ha con

dominantes mayores de 10^4 ha. Estas escalas espaciales deben sin embargo ser consideradas como aproximadas. Las escalas de riqueza son también jerárquicas; el total de las especies a nivel regional restringe la riqueza alfa (Ricklefs 1987) mientras que la gama es el producto de la riqueza alfa dentro de comunidades y la beta es la diferencia entre ellas (Whittaker, 1975).

En los trabajos con sensores remotos Woodcock et al. (1994), mencionan tres escalas fundamentales de interés: la escala del mapa que se va a producir, la escala a la cual se desea detectar un paisaje, y la escala a la cual se realizan las mediciones. La escala de medición en el rastreador Landsat TM es 30 m^2 , la cual es generalmente más fina que la escala de paisaje. De este modo para representar los parches de vegetación que se detectan por este medio en un mapa, se necesitan muchos píxeles de la imagen Landsat TM. No obstante es necesario decidir un tamaño mínimo de paisaje o parche a considerar al confeccionar el mapa, para poder realizar una generalización adecuada al propósito del trabajo. Por otro lado la escala que finalmente define el trabajo es la escala más chica de las tres mencionadas.

De este modo, la precisión de la cartografía discernible por un instrumento de percepción remota varía con su resolución espectral y espacial. La resolución gruesa de los datos AVHRR pueden discriminar pastizales de bosques, mientras que las fotografías aéreas o las imágenes de satélite de alta resolución, como la Landsat TM, se usan para la cartografía de rodales forestales.

Stoms (1994) menciona que en los inventarios de la riqueza de especies con sensores remotos es útil identificar las variables biofísica que pueden ser mensurables y cuyos cambios en sus magnitudes de un lugar a otro sean significativas para lo que es de interés detectar. En este sentido la escala del trabajo define el tipo de procesos y organismos que pueden ser detectados con este medio.

De este modo, la escala depende principalmente de tres factores: a) del objetivo para el cual el estudio se realiza, b) del detalle y la precisión de la información disponible, y c) desafortunadamente también de las técnicas y materiales disponibles (Muller, 1974).

2.1.4 Continuidad de las comunidades vegetales. Un problema que es tema de debate continuo entre los ecólogos vegetales y el cual influencia los trabajos realizados con percepción remota, esta relacionado con la continuidad o discontinuidad de las comunidades vegetales.

Las primeras hipótesis sobre las comunidades vegetales propusieron que estas son unidades discretas y diferenciables formadas por grupos de especies con cierta constancia y que por lo tanto eran susceptibles de clasificar en forma cuasi taxonómica. Los trabajos realizados en Europa a principios de este siglo partieron de este supuesto y se dedicaron a describir multitud de comunidades con la esperanza de obtener una clasificación taxonómica de las comunidades, sin que finalmente pudieran llegar a alguna que satisficiera plenamente.

El otro punto de vista fue propuesto por Clements a partir de un concepto organístico de la comunidad. Esta escuela fue continuada por Gleason, Curtis y Wittaker, y propone que las comunidades son entidades que varían continuamente en su composición específica, en función de las adaptaciones particulares de cada especie a los factores ambientales. Los gradientes que se dan en los factores ambienteles como son los cambios en el suelo, la topografía, altitud o el clima determinan la aparición o desaparición de las plantas a lo largo los gradientes establecidos.

A partir de las observaciones realizadas hasta ahora se han propuesto tres hipótesis para explicar el comportamiento de las especies dentro de las comunidades vegetales: a) Hipótesis del gradiente: Sostiene que la distribución de especies es determinada por los factores ambientales, los cuales varían continuamente. b) Hipótesis de la Competencia: Propone que la distribución de las especies es limitada por la exclusión competitiva que se da entre las poblaciones de la comunidad que tienen requerimientos ambientales parecidos, y

c) Hipótesis del Ecotono: Supone que los límites de la distribución de las especies son determinados por la distribución del hábitat. En realidad las tres hipótesis no son necesariamente excluyentes una de otra y son aplicables a diferentes casos.

Para los ecólogos es un hecho que, bajo ciertas condiciones la vegetación forme un continuo, pero bajo otras formen comunidades discretas, así como que casi toda la vegetación se encuentre en alguna de estas dos partes. En un estudio clásico realizado en gradientes altitudinales suaves y abruptos en Etiopía (Beales, 1969) se logró determinar que hubo mayor discontinuidad en el cambio de la vegetación a lo largo de la ladera escarpada que en la ladera suave. Sin embargo los cambios continuos observados en la ladera suave, no mostraron un patrón de una campana suave, sino en forma de picos o de mesas sobre todo en especies dominantes. En la ladera escarpada se determinó que el principio de exclusión competitiva (causante de las discontinuidades) es mucho más importante que en la ladera suave. Por esto debe ser claro que la pregunta que deben plantearse los ecólogos no es si la vegetación forma o no un continuo; ya que es obvio que puede formar ambos, sino que métodos deben usarse para el análisis de la vegetación: un enfoque continuista (análisis de gradientes) o un enfoque clasificatorio.

De acuerdo a lo anterior, podemos identificar tres factores que determinan la distribución y abundancia de especies dentro de las comunidades: la distribución de los factores ambientales (recursos y factores limitantes), la respuesta de las especies o poblaciones a dichos factores y las interacciones ecológicas que se dan entre las poblaciones de la comunidad.

La clasificación por percepción remota, en este sentido clasifica los píxeles de acuerdo a los valores de reflectancia detectados y la similitud entre ellos. Por esto los criterios de discriminación tienen la limitante de clasificar píxeles que pueden ser transitivos (ecotonos) entre dos tipos de vegetación a uno en particular, con determinada probabilidad de éxito. El resultado de este proceso es una clasificación discreta, la cual toma en cuenta la variación existente dentro de los píxeles pertenecientes a una misma clase, así como la variación entre

clases distintas. De aquí la importancia del criterio de discriminación y el conocimiento de área que se este trabajando.

2.1.5 Aspectos temporales. La dinámica de la vegetación puede ser entendida como el patrón de cambio temporal en la estructura de las comunidades vegetales (Barrera,1992). Estos cambios ocurren tanto en comunidades maduras (shifting mosaic steady state) o como consecuencia de las perturbaciones ocurridas en el paisaje. En el primer caso los cambios ocurren por el proceso de reparación de claros originados por la caída de árboles, mientras que en el segundo por el desencadenamiento de la sucesión secundaria por perturbaciones naturales ó humanas.

Connell y Slatyer(1977) propusieron la existencia de tres mecanismos de sucesión distintos pero no mutuamente excluyentes, basados en la manera como interactúan los organismos en distintos momentos del proceso; estos son la facilitación, la inhibición y la tolerancia. Pero en la actualidad las hipótesis más aceptadas para explicar los cambios sucesionales en una comunidad son las siguientes (Cano-Santana, 1990): a) Las especies se incorporan en el curso sucesional en función de los gradientes temporales en la disponibilidad de recursos. b) Las especies se presentan en distintos momentos en función de su longevidad diferencial y otros procesos poblacionales. c) El proceso sucesional es resultado de las diferencias en los atributos de la historia de vida de los organismos involucrados, y d) El proceso sucesional tiene un fuerte componente estocástico.

De acuerdo a lo anterior las asociaciones presentes en un determinado momento pueden ser reemplazadas por otras conforme el proceso sucesional avanza. ó bien mantenidas por perturbaciones recurrentes, si es que estas no son las que se presentan en la madurez de la comunidad para las condiciones de un determinado sitio.

En la percepción remota el seguimiento del cambio de la vegetación ha sido abordado con frecuencia (Hall et al., 1991; Sader, 1989). Uno de los problemas fundamentales es

distinguir entre los cambios sucesionales o estacionales normales, de los producidos por perturbaciones como las enfermedades, ataques de insectos, deforestación etc. Nilson (1994) propone el método de cronosecuencias, el cual consiste en el monitoreo de un buen número de rodales de diferentes edades sobre un periodo de tiempo considerable; esto se hace así para evitar las diferencias inducidas por las condiciones de iluminación y el desarrollo fenológico de la vegetación.

2.2. Clasificación de la vegetación por percepción remota

La percepción remota satelital, como un medio de obtener información de la superficie terrestre, y en particular de la vegetación, permite realizar estudios de forma confiable, relativamente rápida y barata (EOSAT, 1992). No obstante presenta varias limitaciones que deben tomarse en cuenta. Por un lado los estudios que pueden realizarse con esta metodología son a nivel de reconocimiento y semidetalle, y por otro los problemas resultantes en la interpretación de los valores de reflectancia de los objetos de la superficie terrestre. Ejemplos de este último son la identificación del patrón espectral que presenta algún objeto de interés, la confusión al agruparse diferentes objetos en una misma clase espectral ó la diferencia que presenta la reflectancia de dos objetos de la misma clase debido a que estén situados en diferentes pendientes o exposiciones (Pons, 1994).

Por lo anterior, para la interpretación de la información obtenida es de suma utilidad contar con las correcciones necesarias y la producción de índices interpretativos, así como con un marco de referencia que permita interpretar las variaciones que se observan en el paisaje captado.

2.2.1 Características de las imágenes Landsat TM. El rastreador temático Landsat TM (Thematic Mapper) es un satélite rastreador multiespectral avanzado, fabricado para registrar los recursos terrestres desde el espacio exterior. Produce imágenes de alta resolución, con una separación espectral definida, fidelidad geométrica mejorada y gran

precisión radiométrica. Los datos TM son registrados simultáneamente en siete bandas espectrales. El rango radiométrico de las bandas y la resolución del sensor TM (del Landsat 4 y 5) son (EOSAT, 1992):

Banda	Longitud de onda (micrómetros)	Región Espectral	Resolución (metros)
1	0.45-0.52	Azul-verde	30
2	0.52-0.60	Verde	30
3	0.63-0.69	Rojo	30
4	0.76-0.90	IR-solar	30
5	1.55-1.75	IR solar	30
6	10.40-12.50	IR térmico	120
7	2.08-2.35	IR solar	30

Desde 1972 los satélites Landsat han ofrecido cobertura repetitiva, instantánea y sinóptica de alta resolución. Las características de las bandas TM fueron seleccionadas para maximizar sus capacidades para detectar y monitorear diferentes tipos de recursos terrestres. Por ejemplo, la banda dos puede detectar reflectancia verde de la vegetación sana, mientras que la banda tres detecta la absorción de la clorofila por la vegetación. La banda cuatro es útil para detectar la salud de la vegetación y las interfaces de tierra - agua. La banda uno puede penetrar el agua para estudios de batimetría a lo largo de las costas, también es diferencia el suelo de la vegetación y distingue entre tipos de bosques. Las dos bandas de infrarrojo cercano (bandas 5 y 7) son útiles para estudios de vegetación, humedad del suelo y la discriminación entre tipo de rocas y minerales. La banda térmica del TM (seis) ayuda a la elaboración de mapas térmicos, así como para estudios de humedad del suelo y de la vegetación.

Las bandas TM 4, 3 y 2 pueden ser combinadas para hacer imágenes compuestas de falso color; la banda cuatro se asigna al color rojo, la tres al verde y la dos al azul. Esta combinación de bandas aparece en la imagen en tonos de rojo. El rojo brillante indica la vegetación con crecimiento vigoroso. Los suelos pueden aparecer de blanco (arenas) a verde o café dependiendo de la humedad y del contenido de materia orgánica. Los cuerpos de agua aparecen en azul o blanco. El agua profunda y clara puede ser de color azul oscuro

mientras que las aguas turbias pueden aparecer con colores claros. Las áreas urbanas aparecen en azul gris. La nubes y la nieve pueden ser de color blanco brillante, estas se distinguen una de otra por las sombras que producen las primeras. (Landsat 4 Data Users Handbook, 1984, USGS).

2.2.2 Índices de vegetación. En los últimos diez años se han realizado una gran cantidad de estudios orientados a detectar diferentes atributos de la vegetación por este medio, por ejemplo, se ha usado para identificar y valorar áreas reforestadas (Fiorella, 1993), plantaciones (Coleman, 1990), áreas incendiadas (Jakubauskas, 1990), plagadas o enfermas (Ekstrand, 1994), para elaborar la cartografía de las diferentes comunidades de vegetación (Woodcock, 1994), para determinar características del rodal como puede ser la altura, la densidad y la biomasa (Wu, 1994), patrones de sucesión vegetal (Hall, 1991) e incluso para localizar y caracterizar ecotonos (Johnston, 1989). La estructura física de la vegetación (tal como la altura, densidad y número de niveles) puede ser estimado mediante la textura de la imagen digital (Franklin 1986) ó a través de modelos geométricos del dosel (Li 1985). Para estudios de fauna silvestre la PR se ha usado para identificar y clasificar tipos de hábitats.

Para este tipo de trabajos se utilizan índices de vegetación generada a partir de la combinaciones principalmente de las bandas 3, 4 y 5 del satélite Landsat TM. Por ejemplo Herwits (1992) utilizó una relación entre la banda 4 y 3 como indicador del área foliar en plantaciones de pino; Coleman (1990) utilizó combinaciones de la banda 5, 4 y 3 para determinar clases de edad en plantaciones forestales, aunque estas combinaciones no distinguieron entre especies de pinos. Ekstrand (1994) encontró en Suiza que el uso exclusivo de la banda 4 es más preciso para estimar daños por defoliación en rodales de *Picea abies*. Jakubauskas (1990) utilizó la banda infrarroja del TM para detectar áreas con tres niveles de intensidad de incendios forestales. En Michigan, Stenback (1990) estudio las siete bandas TM para clasificar el sotobosque en bosques de California sin obtener buenos resultados para este propósito con la edad de plantaciones forestales obteniendo excelentes resultados.

Dado que la información contenida en una sola banda normalmente es insuficiente para caracterizar la vegetación, se han probado algunos índices de vegetación los cuales resultan de la combinación de dos o tres bandas. Chehbouni, (1994) menciona que los índices de vegetación más comunes son el índice normalizado de la vegetación (NDVI):

$$NDVI = \frac{P_{nir} - P_{red}}{P_{nir} + P_{red}}$$

y el índice de vegetación perpendicular (PVI):

$$PVI = \alpha P_{nir} - \beta P_{red}$$

donde *p_{nir}* y *p_{red}* son los valores de la reflectancia de la banda del infrarrojo cercano (TM4) y del rojo (TM3); y α y β son parámetros del valor de reflectancia del suelo. El NDVI se incrementa conforme la vegetación gana clorofila y disminuye conforme la pierde (Aronoff, 1991). Estos índices se han modificado de varias formas para diferenciar objetos de interés, por ejemplo Chehbouni (1994), añadió al NDVI un factor L para reducir el efecto del suelo de fondo a través de la ecuación:

$$SAVI = \frac{P_{nir} - P_{red}}{P_{nir} + P_{red} + L} (1+L)$$

donde L es el factor de ajuste del suelo.

Cook (1989) menciona que las metodologías aplicadas en algunos sitios para diferenciar características forestales no dan los mismos resultados en otros sitios con características similares. Por esta razón es necesario que en cada estudio se prueben las diferentes bandas y sus combinaciones para diferenciar los objetos de interés, a partir de los índices probados en otros lugares.

Otro factor que influye en la clasificación por PR son las desviaciones radiométricas causadas por diversos factores como son la iluminación de la escena, las condiciones atmosféricas, la geometría de visión, el intervalo de la longitud de onda y las características de los instrumentos de medición (Pons, 1993). Algunas formas de realizar correcciones radiométricas es proporcionando campos de entrenamiento con diferentes iluminaciones durante el proceso de clasificación supervisada, no obstante este procedimiento aumenta la varianza dentro de un mismo grupo y la disminuye entre clases diferentes.

2.2.3 Uso de modelos digitales de elevación como auxiliares de la clasificación de imágenes de satélite. Otra metodología que ha aumentado la confiabilidad de la interpretación de las imágenes de satélites ha sido el uso de modelos de digitales de elevación (MDE) mediante las relaciones entre la fisiografía y la vegetación ó las asociaciones vegetales mediante sistemas de información geográfica.

Strahler et al. (1978) ha identificado dos enfoques al uso de MDE en la percepción remota para foresteria. En el primero los datos de la elevación, la exposición y la pendiente son tratados como cañones pseudo espectrales y son analizados como cualquier otro canal espectral. Este método fue usado en los primeros estudios que trataron de integrar los MDE con datos multiespectrales. El segundo método es denominado enfoque probabilístico porque la información del terreno es usada para modificar las probabilidades de pertenecer a una determinada clase dentro del esquema de clasificación espectral, por lo que ha sido usado principalmente para inventarios y clasificación forestal. Ejemplo de este enfoque fue usado por Skidmore (1989), quien usó la información derivada de un MDE de exposición, pendiente y posición topográfica, además del conocimiento experto de forestales, como fuentes auxiliares de información para la clasificación de imágenes de satélite TM, por medio de funciones discriminantes de máxima verosimilitud de tipos de bosques de eucaliptos en Australia.

Otro enfoque denominado ecológico geomorfológico fue usado por Warner (1994) para clasificar indirectamente tipos de rocas indirectamente. En este el MDE es usado para

subdividir el paisaje en unidades ecológicas y geomorfológicas para separar diferentes clases de drenaje y microclima y de este modo examinar la influencia de los factores del sitio y la litología sobre la vegetación.

Otros autores han usado los MDE para corregir el efecto topográfico en la iluminación de las imágenes. Ejemplos de esto son el trabajo realizado por Franklin (1994) quien derivó de un MDE el ángulo de la pendiente y el ángulo de la exposición como medios para ayudar discriminar especies forestales en bosques subalpinos en Alberta, Canada, logrando aumentar la precisión de la clasificación de las imágenes TM en un 11%. Warner (1994) obtuvo de un MDE una clasificación del terreno por su drenaje potencial mediante análisis de proximidad con SIGs. Esta variable se usó como parte del modelo de predicción de la vegetación.

También los MDE han sido usados para hacer correcciones radiométricas. Pons (1993) utilizó un modelo de corrección radiométrica en clasificación no supervisada basado en modelos digitales de elevación; mediante este modelo se asocia la pendiente, la exposición e inclinación del sol sobre el terreno a un factor de corrección, con este procedimiento este autor aumento el poder de la clasificación a un 83.3% global.

En algunos estudios se realizan modelos probabilísticos basados en características geomorfológicas derivadas de modelos digitales de elevación (exposición, pendiente, altitud y topoforma) para definir probabilidades de una determinada asociación de especies (Skidmore 1989, Katoh 1993).

2.3. Métodos para elaborar la cartografía de la vegetación

2.3.1 Traslape de mapas de distribución. Una metodología que se usa para la cartografía de la fauna y la vegetación en trabajos biogeográficos es el traslape de los mapas de distribución de las especies individuales. El procedimiento consiste en cruzar mapas tipo

raster de presencia/ausencia de todas las especies que tengan posibilidad de estar en un área determinada, hasta obtener un mapa final de todas las especies que se encuentren en el área de interés. Los primeros estudios que usaron este enfoque tuvieron por objeto determinar la riqueza de especies a nivel gama o épsilon para fauna silvestre; en estos el tamaño del pixel fue muy grande, generalmente del orden de 10^4 a 10^7 ha (Stoms, 1993)

Este enfoque tiene los problemas de que es necesario contar con los mapas de distribución de cada especie individual y también que el mapa final depende de la calidad de los datos de distribución de las especies individuales. Los mapas de distribución generalmente son derivados de una serie de puntos de observación los cuales son encerrados por líneas que representan los límites de la distribución de las especies. Sin embargo fuera de esta frontera las especies también pueden ocurrir pero con menor probabilidad. Este enfoque disminuye en precisión conforme aumenta el tamaño de la escala, por lo cual no es útil en trabajos de detalle o semidetalle.

Otro problema es derivado de que los rangos de distribución de las especies son dinámicos en respuesta a fluctuaciones ambientales y dinámica de las poblaciones locales, por lo cual es factible tener errores que pueden ser más importantes conforme la escala aumenta. Por esto el traslape de mapas de distribución puede presumiblemente afectar la precisión de los mapas derivados de ellos. En este sentido, Rapaport (1982) concluye que los mapas de distribución pueden únicamente ser un modelo aproximado de lo que ocurre ó ha ocurrido en años recientes.

Por lo anterior, cuando se usan procedimientos basados en mallas para producir mapas de riqueza de especies, es necesario asumir explícitamente que los mapas de distribución tienen la precisión adecuada para la resolución que se usa. La significancia de los errores específicos y acumulados sobre la precisión de mapas de riqueza más detallados permanece como un tópico no examinado (Stoms, 1993).

La tecnología de los SIGs en la actualidad ofrece capacidades para traslapar mapas automáticamente y así obtener mapas tipo raster ó vector de distribución de especies de manera automatizada. Sin embargo como se mencionó, el resultado depende de la calidad de los datos usados

2.3.2 Modelaje espacial. Otro enfoque que se utiliza para la producción de mapas de distribución de especies es el modelaje espacial. Consiste en construir modelos de relaciones de especie-habitat bajo el principio del nicho ecológico, dado que cada especie tiene un conjunto de requerimientos de recursos y condiciones físicas dentro de las cuales son aptos (completan su ciclo de vida efectivamente) y por lo tanto ocurren. De este modo, los modelos de relaciones de especie-hábitat son los valores asignados a cada clase de hábitat, como binarios (apto o no apto), ordinal (alto, medio, bajo) o de razón (algún índice). Así, la presencia de cada especie puede ser valorada con determinada precisión, a través de la cartografía de los factores ambientales mediante un modelo predictivo para cada especie.

No obstante, el problema con estos modelos es que el nicho “realizado” generalmente no corresponde al nicho “fundamental” de una especie debido a la acción de factores biológicos y ecológicos, tales como la depredación y la competencia. De este modo los factores físicos aislados puede no ser un predictor preciso de la presencia de especies y en muchos casos puede sobrestimar la distribución de la especies y por tanto de la riqueza de un lugar dado.

A nivel local los modelos de relación especie-hábitat son relativamente comunes para fauna silvestre, y están basados generalmente sobre la cobertura vegetal y otros factores de hábitat. Pero a escala regional los modelos se basan sobre factores climáticos y fisiográficos. Recientemente los SIGs han sido usados para predecir la riqueza de todos los vertebrados desde el punto de vista de su preferencia por tipos de vegetación (Scott et al. 1993).

La distribución de las especies puede ser refinada de los mapas gruesos de distribución por la identificación de hábitats no aptos dentro de los rangos de distribución. De este modo, el método de traslape de mapas de distribución y el método de relaciones de especies hábitat

pueden ser complementarios, dentro de las fronteras de los límites biogeográficos de distribución de las especies, junto con el mapa de hábitat que muestra los requerimientos de nicho de cada especie (Scott, 1991, citado en Scott, 1993).

En la cartografía de vegetación este enfoque ha sido empleado, usando variables predictoras para las asociaciones específicas mediante relaciones vegetación-hábitat (clima ó la fisiografía), como lo realizó Warner (1994) en Ontario. También, Skidmore (1989) usó un enfoque similar para determinar la probabilidad de ocurrencia de especies de Eucaliptos basado en la exposición, pendiente y posición topográfica en el sur de Australia.

La percepción remota como un medio para clasificar y hacer mapas de la vegetación, y en especial de las características de rodales como la edad, la estructura ó la composición de especies, tiene un potencial importante de desarrollo metodológico y de aplicación. No obstante, es claro que su uso debe estar enmarcado en el conocimiento sobre la ecología de la vegetación en cuanto a sus aspectos temporales (sucesión), espaciales (distribución de especies, asociaciones y comunidades), y de sus relaciones con los factores ambientales y las perturbaciones. En este propósito los sistemas de información geográfica ofrecen la herramienta adecuada para lograr integrar la información espacial derivada de sensores remotos con otras fuentes de información como la topográfica, edafológica, climática y geológica. Por otro lado, también se pueden integrar conocimientos ecológicos de las especies, asociaciones o comunidades mediante modelos de relaciones ecológicas.

III. METODOLOGIA

3.1. Area de estudio

3.1.1 Ubicación, clima y suelos. La microcuenca de El Tecolote se ubica entre los 24° 25' y 24° 30' N y los 105° 44' y 105° 47' W, en áreas de los ejidos Vencedores y Sapioris, municipio de San Dimas, Durango (Figura 1). Cubre una superficie de 3656 ha con altitud media de 2440 m y variación altitudinal de 2200 a 2720m (Figura 2). Se encuentra dentro del sistema montañoso de la Sierra Madre Occidental; el arroyo del Tecolote es subsidiario del río de los Remedios, que desemboca en el océano Pacífico, en la región hidrológica No 10 de la SARH.

En la microcuenca se encuentran áreas con escarpes fuertes producidos por afloramientos rocosos de tipo riolítico, laderas de cerros con pendientes suaves, moderadas y fuertes, mesas relativamente planas así como llanos o bajíos, donde se practica agricultura de temporal y ganadería extensiva.

El clima predominante es C(w2)(b')(e): semifrío, subhúmedo con lluvias en verano y temperatura media anual de 10.9° C. La temperatura del mes más frío oscila entre los -3° y los 18°C. La precipitación media anual es de 1140 mm, y del mes más seco es menor a 40mm. Se presentan nevadas ocasionales.

Los suelos son variables en profundidad, en textura y en contenido de materia orgánica, lo cual depende principalmente de la topografía. En las mesetas se encuentran suelos profundos, con alto contenido de materia orgánica y de color café oscuro; en las laderas son lixiviados y superficiales, con alta pedregosidad de color rosa; en los pie de montes y bajíos los suelos son aluviales de textura arenosa fácilmente erosionables por la escorrentia

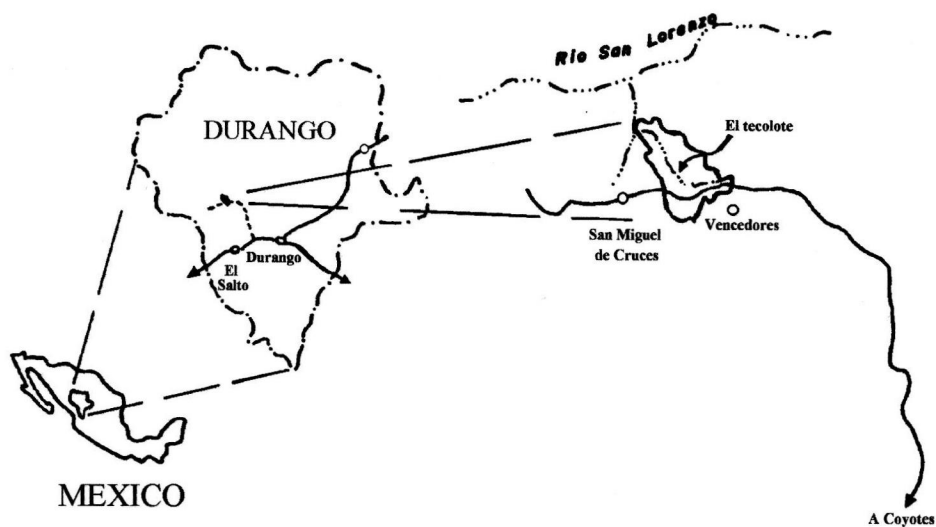


Figura 1. Ubicación de la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.

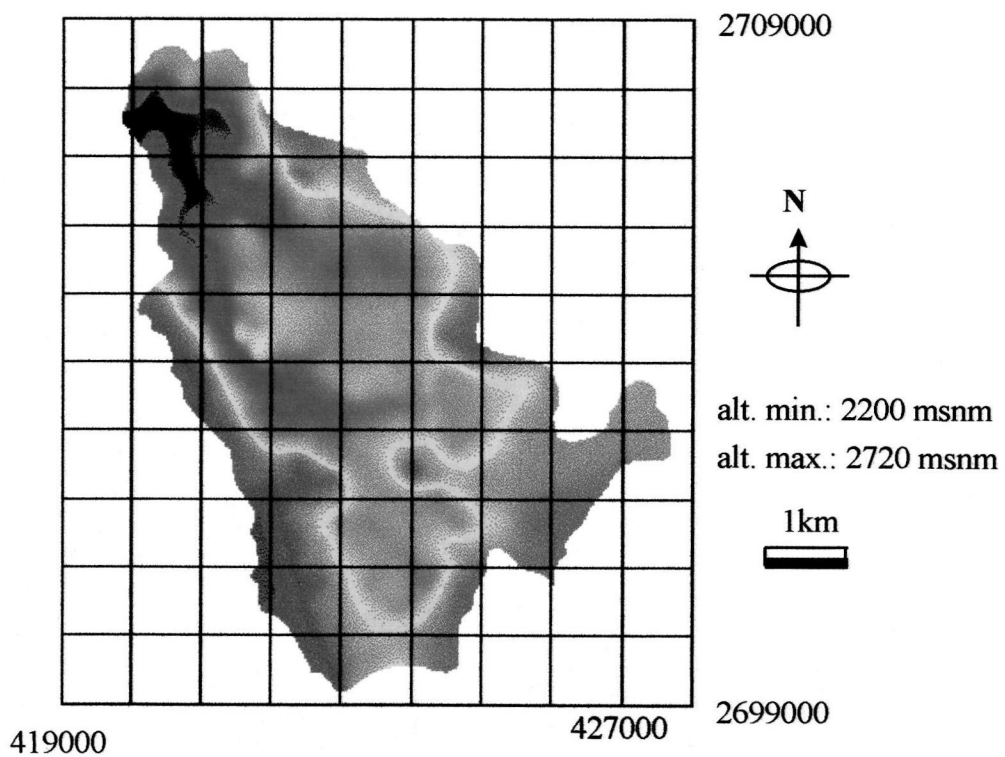


Figura 2. Mapa hipsométrico de la microcuenca de El Tecolote.

superficial. Según el sistema de la FAO se clasifican como cambisoles eútricos, regosoles eútricos y litosoles.

El asiento geológico del sitio data del período cenozoico formado por rocas extrusivas ácidas, encontrándose tobas de composición riolítica de color rosa e ignimbritas con diversos grados de desmoronamiento, lo cual genera áreas con superficie pedregosa y textura arenosa, así como lugares de superficie rocosa y suelo escaso. En los fondos de los valles y siguiendo el curso de los arroyos predominan los sedimentos aluviales y residuales.

3.1.2 Vegetación. La vegetación se compone de bosques de pino-encino, encino-pino, y en menor grado pinares y encinares puros. Márquez (1995) reportó la existencia de cinco asociaciones arbóreas dentro de la microcuenca:

a. Bosques con codominancia de *Quercus sideroxyla*, *Pinus durangensis* y *P. leiophylla*. Se desarrollan en laderas y mesetas sobre suelos profundos y bien desarrollados, presentan estructuras verticales de un piso con dominancia fisonómica de *P. durangensis*. En las cañadas domina *Q. sideroxyla* y en las laderas medias y fuertes las tres especies comparten la dominancia. Las estructuras son principalmente de un piso, aunque también describen una distribución de Liocourt y de dos pisos. *Pinus ayacahuite* puede ser también un elemento importante en cañadas. El área basal promedio del grupo es de 30.4 ± 2.2 m²/ha y su índice de sitio promedio de 14.7 ± 1.6 m a una edad base de 60 años y para la especie de *Pinus* dominante.

b. Codominancia de *Pinus teocote*, *P. durangensis* y *Quercus* spp. Se presentan en las mismas topoformas que el grupo anterior pero en sitios pedregosos con sequía ambiental. Las estructuras son generalmente de uno ó dos pisos e irregulares, estas últimas se presentan en laderas medias, donde abundan *Arbutus occidentalis* y *Quercus laeta*. Este grupo tiene un área basal de 30.2 ± 1.9 m²/ha. y un índice de sitio promedio de 12.5 ± 3.0 m.

c. Dominancia de *Pinus cooperi*. Se les encontró en bajíos y en laderas suaves contiguas a los bajíos. *Pinus cooperi* forma masas puras y coetáneas, pero cuando se asocia con *Juniperus deppeana* forma estructuras de dos pisos. Es común que la cubierta herbácea esté dominada por gramíneas amacolladas del género *Muhlenbergia*. En los pies de monte, *P. cooperi* se asocia con *P. leiophylla* y *P. durangensis*. El área basal es de 36.9 ± 0.6 m²/ha y el índice de sitio es de 12.8 ± 0.6 m.

d. Dominancia de *Pinus lumholtzii* y *Pinus durangensis*. Se presenta en laderas suaves, medias o fuertes en áreas con alta pedregosidad, suelo somero y afloramiento de la roca madre. En laderas suaves *P. durangensis* presenta mayor participación en el área basal total. Cuando *P. lumholtzii* es dominante la estructura es de un piso, pero cuando está acompañado de *Quercus* y *Arbutus* se forman estructuras irregulares. El área basal promedio es de 18.1 ± 0.8 m²/ha y el índice de sitio promedio de 9.0 ± 0.8 m.

e. Áreas con diversas especies dominantes. Se presentan en laderas fuertes, y en menor proporción en pendientes medias y suaves, en estos sitios las perturbaciones (tala, pastoreo e incendios) tienen un mayor efecto sobre la composición y estructura de la vegetación. Entre las especies dominantes están *Quercus coccolobifolia*, *Q. laeta* y *Arbutus madrensis*, y en sitios sin elementos arbóreos, *A. occidentalis* y *Arctostaphylos pungens*. El área basal promedio de estas áreas es de 21.2 ± 4.15 m²/ha, y el índice de sitio de 9.12 ± 1.17 m.

En el anexo I se reportan el listado de especies encontradas por Márquez y González (1995) en la microcuenca del Tecolote, y en el Anexo II un cuadro donde se muestra la participación en el área basal total de las diferentes especies en cada asociación encontrada.

3.2. Materiales y métodos

La pregunta de investigación planteada en el objetivo puede ser formalizada como ¿Que asociación de especies de t_a ($a=1, \dots, 5$) (definidas por Márquez y González, 1995) ocurre

en una localización X_{ij} ? Donde la localización esta dada por una posición X_{ij} definida como la i-esima fila y j-esima columna de una célula o pixel, en una base de datos raster de un sistema de información geográfica.. Para determinar la asociación arbórea que se encuentra en cada célula X_{ij} del sistema se dispuso de tres fuentes de información: a) información proveniente de las siete bandas de reflectancia del sensor remoto Landsat TM , b) información derivada de un modelo digital de elevación y mapas topográficos escala 1:50000 del INEGI, y c) de información colectada directamente en campo a través de sitios de muestreo.

Cada fuente de información fue manipulada para que pudiera ser comparable una con la otra en cuanto a localización geográfica y tamaño de pixel. La información satelital fue procesada para obtener las probabilidades de clasificación correcta para cada una de las clases consideradas y para cada localización mediante la técnica multivariada de análisis discriminante. La información topográfica y de campo se manipuló para obtener las probabilidades de que dada una exposición y una topoforma determinada asignar la probabilidad de encontrar una determinada asociación arbórea. Finalmente, esta información fue combinada mediante el teorema de Bayes para asignar mediante máxima verosimilitud una clase a cada localización (Figura 3). A continuación se describe en detalle la metodología seguida.

3.2.1 Información del satélite Landsat TM

3.2.1.1. Georeferencia y recortes de las imágenes Landsat TM. Se usó la imagen LANDSAT TM no. 3143, del 21 de marzo de 1990, en formato LTM, de 5965 líneas por 6967 pixeles (columnas) ,de la Sierra Madre Occidental de Durango, libre de nubosidad. Sobre ésta se realizó un recorte de la fila 3200 a 5200 y de la columna 2200 a 4200 en las siete bandas del satélite. Este recorte tuvo un tamaño de 2000 filas (f) por 2000 columnas (c), el cual incluye el área de estudio.

Mediante el programa IDRISIW se desplegó una imagen compuesta de la banda 2, 3 y 4, a fin de examinarla visualmente y realizar otro recorte de mayor precisión. Este recorte se realizó de la línea 350 a 900 y de la columna 350 a 650. Esta subimágen se georeferenció haciendo uso de 16 puntos de control repartidos en toda la imagen. De estos se eliminaron siete por tener errores muy altos. Se usó la opción del tipo de remuestreo bilinear y la función de remuestreo cuadrática. Se obtuvo un error medio cuadrático de 0.3380, lo cual equivale a 9.9 metros de precisión. El resultado de la georeferencia se encuentra en el Anexo III. El mapa georeferenciado fue nuevamente recortado por las coordenadas geográficas de Mercator (UTM) siguientes: X de 419000 a 429020 e Y de 2697960 a 2709000, quedando un sistema de 368 f por 334 c. Este proceso se aplicó a las siete bandas de la imagen Landsat TM.

3.2.1.2 Análisis de la imagen Landsat TM. Transformaciones efectuadas. Mediante el sistema IDRISIW se crearon nuevas capas de información mediante transformaciones lineales de las variables originales. Estas fueron las siguientes: Índice normalizado de vegetación, $NDVI = ((TM4 - TM3) / (TM4 + TM3))$ y los cocientes de vegetación propuestos por Fiorella (1993): $I1 = TM4 / TM3$ e $I2 = TM4 / TM7$.

También se realizó un análisis estadístico de componentes principales mediante un módulo del programa IDRISIW para determinar la variación total de la imagen, así como realizar análisis con las transformaciones de mayor importancia.

3.2.1.3 Selección de las áreas de entrenamiento. La selección de áreas de entrenamiento de las cinco clases consideradas más las áreas no forestales, se llevó a cabo mediante la localización en campo de áreas con las características correspondientes a cada categoría, mediante el auxilio de un mapa topográfico escala 1:50000 del INEGI, un geoposicionador y fotografías aéreas escala 1:80000 y 1:25000. De este modo se definieron tres áreas para el grupo de *Quercus sideroxyla*, dos para el de *Pinus teocote* y *P. cooperi*, tres para el de *P. lumholtzii*, cuatro para el grupo V, y 10 para las áreas no forestales.

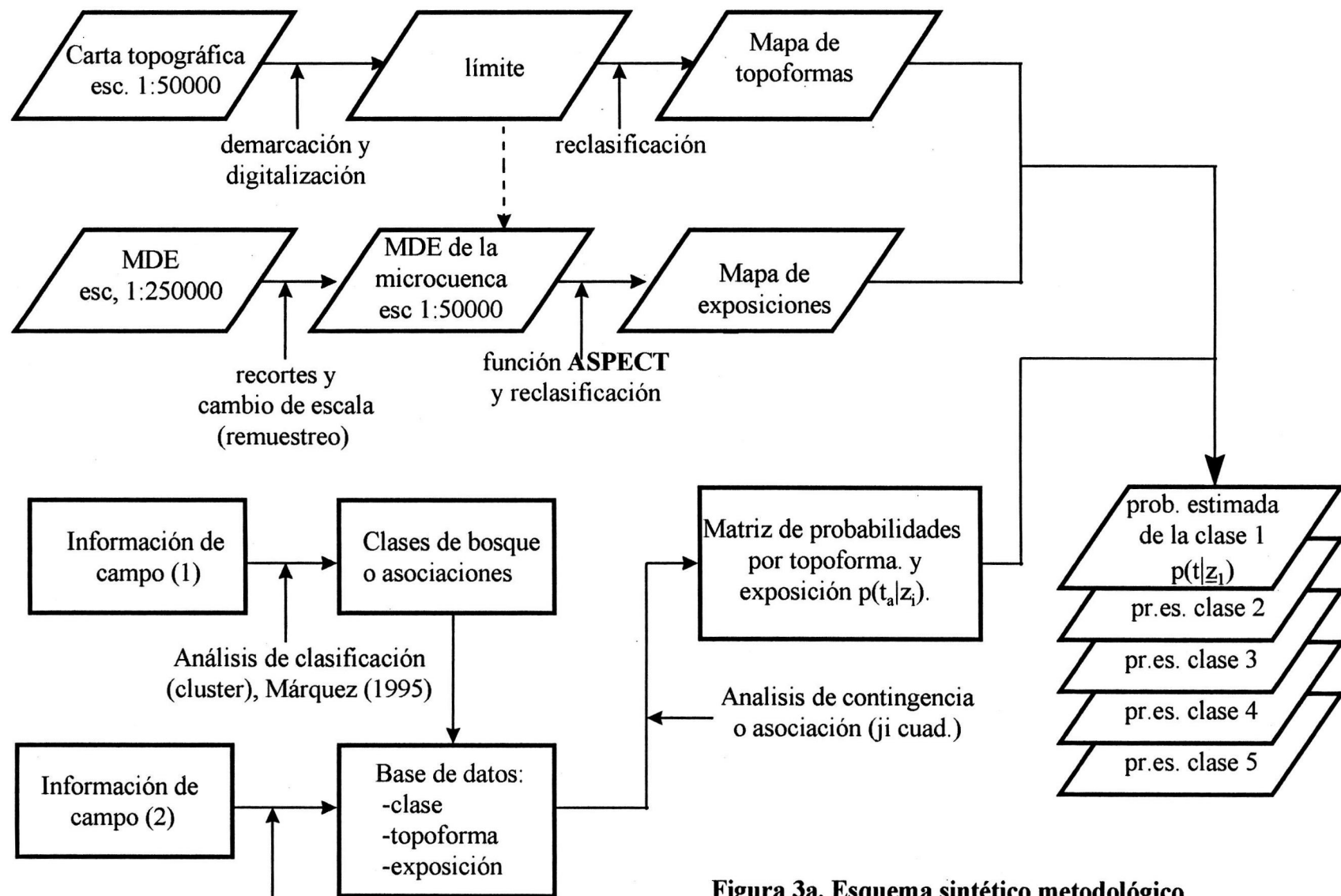


Figura 3a. Esquema sintético metodológico

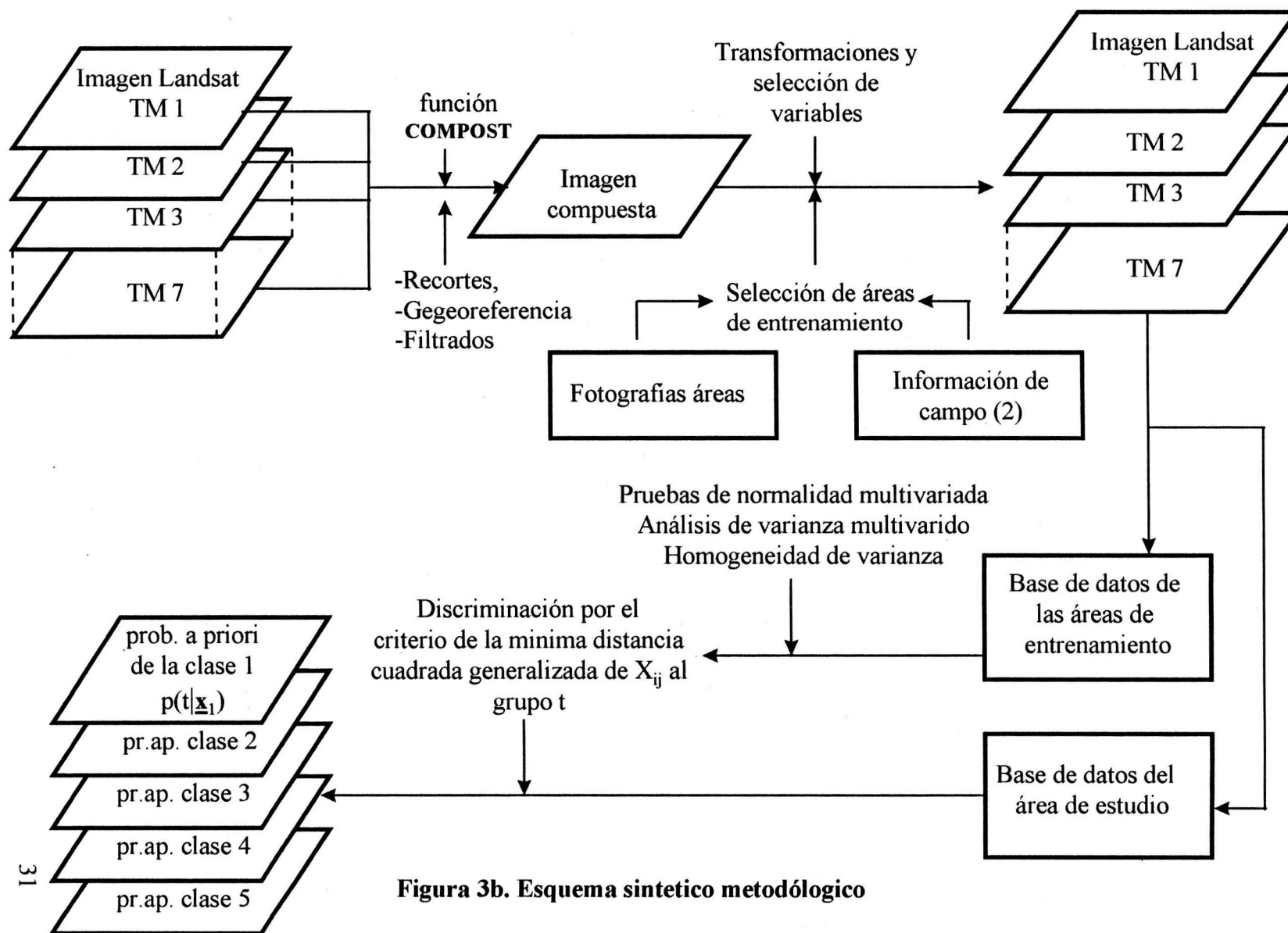


Figura 3b. Esquema sintético metodológico

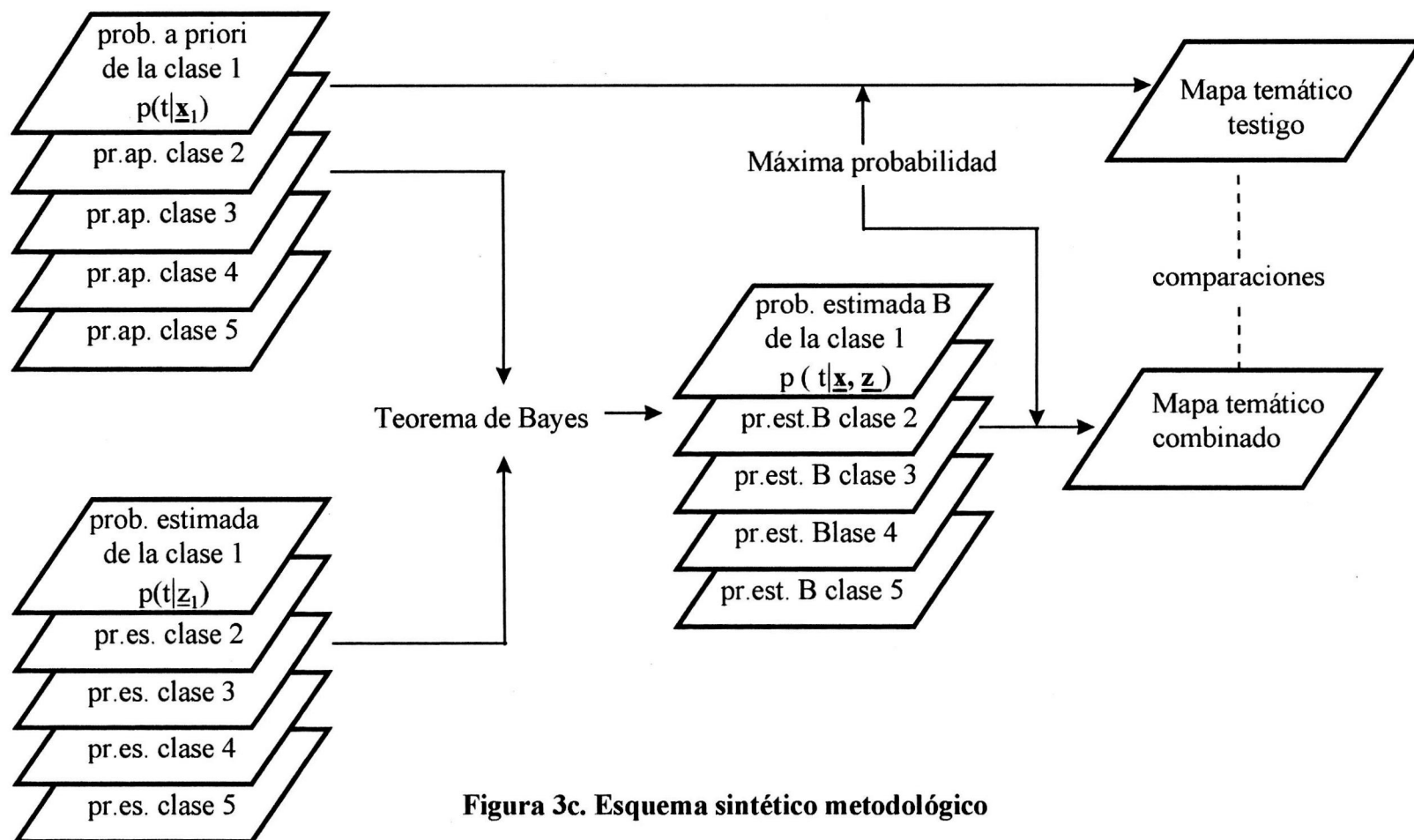


Figura 3c. Esquema sintético metodológico

Mediante el programa SAS se creó una base de datos ASCII con los niveles digitales de las bandas 1 a 7 del satélite Landsat TM, los componentes principales uno a tres y las transformaciones de los tres índices de vegetación calculados para cada una de las clases consideradas, leídas de las imágenes IDRISIW.

3.2.1.4 Identificación de las áreas no forestales. Con el fin de identificar las áreas sin cubierta arbórea se analizó una imagen compuesta de la banda 2, 3 y 4; y con el auxilio de fotografías aéreas escala 1:25000 y 1:80000 se marcaron 8 áreas de entrenamiento de áreas no forestales correspondientes a brechas, pastizales, áreas erosionadas y roqueros. Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales, tomando las 7 bandas Landsat TM. Se detectó que el componente principal 4 mostraba un mayor contraste entre las áreas forestales de las no forestales. Este componente fue transformado mediante la operación “stretch” de IDRISI para reescalar los valores a valores enteros y positivos. Esta nueva imagen fue sometido a un análisis cluster para clasificarlo por medios no supervisados. La clasificación resultante ofreció 15 clases diferentes. Al comparar nuevamente con las áreas de entrenamiento se determinó que las clases 0, 1 y 2 corresponden a áreas no forestales. Finalmente se reclasificó el mapa asignando el valor de cero a áreas no forestales y de uno para áreas forestales. Esta imagen se denominó NOFO. Las áreas resultantes de este mapa fueron excluidas de análisis posteriores.

3.2.1.5 Análisis y selección de variables. Se llevó a cabo una prueba de normalidad multivariada por el método de la distancia cuadrada generalizada, utilizando las siete bandas del satélite y para cada clase. Dicha prueba se programó en el módulo IML del paquete SAS. No se usaron las transformaciones de los componentes principales y de los índices de vegetación en la prueba de normalidad por considerar que estas son transformaciones lineales de las variables originales, por lo que si las originales tienen distribución normal entonces las transformaciones también deben serlo.

Con los resultados gráficos de la prueba mencionada se eliminaron algunos vectores de datos en cada clase para ajustar mejor las estadísticas de cada clase. Esto tiene su

justificación de que es factible encontrar dentro de las áreas de entrenamiento algunas áreas que no correspondan a la clase considerada, como claros en el bosque o áreas perturbadas.

Una vez que se aceptó estadísticamente que las clases tienen una distribución normal, se realizó una prueba de igualdad de las matrices de varianza y covarianza de todas las clases y de este modo determinar el método de discriminación apropiado para el conjunto de datos considerado.

Se calcularon, mediante el programa SAS, cuatro discriminaciones: una en base las variables originales, otra usando las variables transformadas (componentes e índices de vegetación) y otras dos con combinaciones de ambas. Estas funciones se evaluaron en función del porcentaje de píxeles reclasificados correctamente, después de aplicar la función discriminante sobre las mismas áreas de entrenamiento. Como los resultados indican que no hay diferencia en cuanto a usar uno u otro conjunto de variables, se optó por usar las variables originales (las siete bandas TM) para la discriminación de toda el área y desechar las transformaciones realizadas.

3.2.1.6 Clasificación de la imagen de satélite. Se formó una base de datos que contiene los valores de cada banda, de exposición y topoforma por cada píxel del área de estudio mediante un programa realizado en SAS. Este lee los datos de las imágenes contenidas en IDRISIW convertidos a formato de números reales enteros y ASCII y crea una nueva base de datos que contiene los valores de las siete bandas, las categorías de exposición y de topoforma para cada localización X_{ij} ($368c \times 334f = 122,912$ píxeles u observaciones).

Se utilizó el procedimiento DISCRIM de SAS para efectuar la asignación de cada observación del área de estudio a una de las seis clases consideradas (cinco asociaciones y la clase no forestal). Asumiendo que cada clase tiene una distribución normal multivariada con matriz de varianza covarianza individual, se asignó cada observación X_{ij} a la clase t ($t=1,...,6$) mediante el criterio de la menor distancia cuadrada generalizada al grupo t . La distancia cuadrada de X_{ij} al grupo t esta dada por (SAS, 1988):

$$d_t^2(\underline{x}) = (\underline{x} - \underline{m}_t)' V_t^{-1} (\underline{x} - \underline{m}_t)$$

donde $\underline{x}$ es un vector de dimensión 7 (número de bandas TM) de cada observación X_{ij} , V_t es la matriz de covarianza de la clase t , y $\underline{m}_t$ es el vector de medias de la clase t .

La densidad específica estimada en $\underline{x}$ del grupo t esta dada por:

$$f_t(\underline{x}) = (2\pi)^{-p/2} |V_t|^{-1/2} \exp(-0.5 d_t^2(\underline{x}))$$

y mediante el teorema de Bayes la probabilidad a posteriori de que $\underline{x}$ pertenezca al grupo t esta dada por:

$$p(t | \underline{x}) = [q_t f_t(\underline{x})] / [\sum_u q_u f_u(\underline{x})]$$

donde q_t es la probabilidad de que $\underline{x}$ pertenezca al grupo t . La distancia cuadrada generalizada de $\underline{x}$ con respecto al grupo t esta dada por:

$$D_t^2(\underline{x}) = d_t^2(\underline{x}) + g_1(t) + g_2(t) \dots \dots \dots (2)$$

donde $g_1(t) = \log |V_t|$ y $g_2(t) = 0$ (ya que las probabilidades a priori son iguales). La probabilidad a posteriori de que $\underline{x}$ pertenezca al grupo t es igual a:

$$p(t | \underline{x}) = [\exp(-0.5 D_t^2(\underline{x}))] / [\sum_t \exp(-0.5 D_t^2(\underline{x}))] \dots \dots \dots (3)$$

Se obtuvo una tabla de contingencia entre las clases a priori y las a posteriori de las áreas de entrenamiento y de este modo determinar la tasa de error estimada de la clasificación.

Del procedimiento anterior se obtuvo una base de datos con los valores de las probabilidades a posteriori (clasificación correcta) de que una determinada observación perteneciese a una clase dada $P(t_a | \underline{x}_k)$ ($a=1..6$ clases) ($k=1..7$ bandas TM). Esta base de

datos fue posteriormente utilizada para combinarla con las probabilidades de pertenecer a una determinada clase en base a su posición topográfica y exposición.

3.2.2. Información de los modelos digitales de elevación y mapas topográficos

3.2.2.1 Elaboración de mapa de exposiciones. Se utilizó un modelo digital de elevación del INEGI escala 1:250 000 de la zona 106° - 105° W y 24° - 25° N, correspondiente al área centro de la Sierra Madre Occidental del estado de Durango. Dicho modelo contiene 901 filas por 901 columnas, lo cual corresponde a un pixel de 81.81 m de longitud por 92.17 m de latitud. Se realizó un recorte del área de estudio por medio de la opción WINDOW, quedando la zona correspondiente a 106° a 105° 15' W y 24° a 24°40' N. con un tamaño de 901c por 750f, esta área comprende la subcuenca del río Miravalles.

Se aplicó la opción RESAMPLE del sistema IDRISIW para corregir el tamaño del pixel a 90 por 90 m. Esta opción permite generar una nueva rejilla del tamaño deseado, que en este caso fue de 90 x 90 m. Las opciones "bilinear" y "quadratic" demostraron ser las que menos deformaciones producen del modelo original.

El modelo resultante de la operación anterior fue remuestreado nuevamente para producir una imagen de 30 x 30 m, el cual es el tamaño del pixel de las imágenes Landsat TM de las que se dispuso.

El mapa digital de exposiciones en grados se obtuvo mediante el software IDRISIW empleando el procedimiento SURFACE, teniendo como entrada el modelo digital de elevación de 30 x 30m. Este mapa fue reclasificado mediante la opción RECLASS para producir un mapa con las siguientes categorías: 1:Zenit, 2: norte, 3, este; 4: sur, y 5: oeste, con un tamaño de pixel de 30 x 30 m.

3.2.2.2 Elaboración del mapa digital de topoformas. En base a la carta topográfica G13C77 de San Miguel de Cruces del INEGI escala 1:50000, se elaboró manualmente un

mapa de topoformas del área de la microcuenca. Se consideraron las siguientes categorías: 1) mesas (0-9% de pendiente), 2) laderas suaves (10-29%), 3) laderas medias (30-49%), 4) laderas fuertes (más de 50%), 5) bajíos y 6) cañadas. Este mapa se digitalizó con una tableta digitalizadora Marca Altek y el programa ILWIS ITC. El error obtenido durante la digitalización fue de 9.4 m. El mapa fue exportado para lectura en el sistema IDRISIW mediante una conversión al formato ERDAS. De este mapa digital también se derivó el mapa de los límites de la microcuenca

3.2.3. Información de campo

Para determinar las probabilidades de encontrar una determinada asociación en una exposición y topoformas específica, se usaron los datos de los 114 sitios de muestreo, 52 realizados por Márquez y González (1995), y 62 muestreados en el presente estudio.

La ubicación de los 62 sitios se realizó mediante un muestreo al azar estratificado, con la ayuda de un mapa topográfico escala 1:50000 y fotografías aéreas. Los estratos correspondieron a las categorías de topoformas y exposiciones definidas previamente. Cada sitio se ubicó con un geoposicionador. Se registró la exposición, la pendiente, la topoforma y la altitud. Se midió el área basal mediante un raloscopio de Bitterlich y se registraron por orden las tres especies arbóreas de mayor importancia en el sitio. También se ubicó la abertura del dosel en cuatro categorías: abierto, cierre de copas, arriba de cierre de copas y dosel en autoaclareo, con el propósito de relacionarlo con las imágenes del satélite.

Cada sitio se asignó a una categoría de bosque mediante la información de las tres especies dominantes. Con esto se formaron dos tablas de contingencia: una para el número de sitios contra la exposición por cada tipo forestal y otra del número de sitios por topoforma por tipo forestal. Se aplicó a estas tablas una prueba de ji cuadrada para determinar si existe relación entre los tipos forestales y la exposición y la topoforma. Dado que esta prueba determinó que la distribución de los sitios dentro de estas dos variables no es al azar, se convirtió esta información a una tabla de probabilidades basado sobre la proporción de sitios

(muestras) dentro de cada topoforma y exposición. Cabe mencionar que estas probabilidades estimadas requieren de un gran número de muestras bien distribuidas dentro de todas las zonas.

3.2.4. Cruce de las dos fuentes de información

Se siguió la metodología usada por Skidmore (1989) para cruzar las tres fuentes de información.: se consideró que para un pixel $X_{i,j}$ dado, donde i representa el número de columna y j el número de fila en un sistema raster del área de estudio de 368 filas por 334 columnas, se contó con la probabilidad a posteriori de que dicho pixel pertenezca a una determinada clase t_a ($a=1, \dots, 6$ clases forestales) en base a la información del satélite y topográfica (topoforma y exposición).

Entonces, las probabilidades a posteriori de que una determinada localización $X_{i,j}$ perteneciera a una clase definida t_a , de la clasificación de la información satelital $P(t_a | \underline{x})$ fue utilizada, para combinarla con la probabilidad de pertenecer a una clase t_a dada su topoforma y exposición $P(t | \underline{z}_k)$ mediante el teorema de Bayes:

$$p(t | \underline{x}, \underline{z}) = (p(t | \underline{x}) * p(S_a | \underline{z})) / p(T) \dots\dots\dots (4)$$

5

donde
$$P(T) = \sum_{a=1}^5 (p(t | \underline{x}) * p(S_a | \underline{z}))$$

Mediante estas ecuaciones y con un programa SAS se asignó a la localización $X_{i,j}$ la clase de máxima probabilidad calculada mediante la ecuación 1. Las localizaciones que mediante información satelital fueron asignadas a la clase no forestal permanecieron en esta clase, dado que esta clase no esta relacionada con las variables topoforma y exposición.

Se asumió que las fuentes de información $P(t_a | \underline{x}_k)$ y $P(t_a | \underline{z}_k)$ son estadísticamente independientes, ya que ninguna de estas estuvo obviamente correlacionada. Por ejemplo, el

valor de la reflectancia de la banda 3 del satélite de un pixel no está relacionado con la pendiente.

Se realizó un chequeo contextual para asegurar que la clase t_a seleccionada para una posición X_{ij} dada, es ecotonalmente similar a las células adyacentes durante una segunda revisión de la imagen. Este procedimiento permite generalizar la imagen y de este modo visualizarse mejor.

Finalmente, la base datos producida mediante el sistema SAS fue exportada nuevamente al sistema IDRISI para poderla desplegar en forma de mapa.

3.2.5. Validación del producto

Se delimitaron 23 áreas pertenecientes a las seis clases de cubierta. Estas áreas fueron delimitadas en el sistema IDRISIW con información de campo y de fotografías aéreas para realizar la validación del mapa final. En total se marcaron 252 pixeles de la clase sideroxyla, 317 de teocote, 106 de cooperi, 219 de lumholtzii, 232 del grupo v y 183 de no forestal. Con esta información se construyeron matrices de errores para la cartografía testigo, la combinada, y para la cartografía producida aplicando un filtro de moda.

A partir de las matrices de errores se calculó la fiabilidad global de la clasificación mediante

$$F_g = \frac{\sum X_{ii}}{X_{++}}$$

y su intervalo de confianza mediante: $F = F_g \pm Z \text{ e.s.}$

donde Z es la absisa del área bajo la curva normal para el nivel de probabilidad $(1-\alpha)$ y e.s. es el error estándar de la muestra obtenido mediante:

$$e.s. = \sqrt{(pq)/n}$$

donde p es el porcentaje de aciertos estimados, q el porcentaje de errores y n el número de pixeles de la muestra.

Se compararon las matrices de errores para la H_0 : las dos matrices de errores son iguales. Mediante la prueba estadística de Z propuesta por Congalton et al. (1983). Esta consiste en calcular el estadístico “K” (Kappa) para cada matriz de error mediante:

$$K = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2}$$

donde, $\theta_1 = \sum p_{ii}$ y $\theta_2 = \sum p_{i+} p_{+i}$. Donde p_{ij} es la proporción obtenida de dividir el valor de la celda entre el total de la matriz; p_{i+} es la suma de la fila i, y p_{+i} es la suma de la columna i.

La varianza asintótica de K se estima mediante:

$$\sigma^2[k] = 1/N \left[\frac{\theta_1(1-\theta_1)}{(1-\theta_2)^2} + \frac{2(1-\theta_1)(2\theta_1\theta_2 - \theta_3)}{(1-\theta_2)^3} + \frac{(1-\theta_1)^2(\theta_4 - 4\theta_2^2)}{(1-\theta_2)^2} \right]$$

donde $\theta_3 = \sum_i p_{ii} (p_{i+} + p_{+i})$ y $\theta_4 = \sum_i p_{ii} (p_{i+} + p_{+i})^2$

Finalmente para probar estadísticamente la diferencia entre las dos matrices de error se usó el estadístico Z:

$$z = \frac{K_1 - K_2}{\sqrt{\sigma_{K1}^2 + \sigma_{K2}^2}}$$

Donde K_1 y K_2 son los estadísticos de Kappa para la matriz de errores 1 y 2 respectivamente, y σ_{K1} σ_{K2} las varianzas asintóticas estimadas para cada matriz.

IV. RESULTADOS

La hipótesis de trabajo establece que: “es posible diferenciar las asociaciones arbóreas mediante información satelital y topográfica. De esta hipótesis se desprenden dos preguntas básicas ¿cuántas asociaciones arbóreas (clases forestales) existen en la microcuenca del Tecolote? y ¿se pueden diferenciar mediante información satelital y topográfica? Si esto es así, entonces se puede elaborar su cartografía mediante la información correspondiente.

La primera pregunta fue respondida por Márquez y González (1995), quienes mediante un análisis de agrupación (cluster) de 52 sitios de muestreo concluyeron que en el área de estudio existen cuatro asociaciones arbóreas: a). Asociación de *Quercus sideroxyla*, *Pinus leiophylla* y *Pinus durangensis*, b). Asociación de *Pinus teocote*, *Pinus durangensis* y *Quercus spp*, c). asociación de *Pinus cooperi* - *Juniperus deppeana* y d). Asociación de *Pinus lumholtzii* y *Quercus spp*. En lo sucesivo denominaremos a estas asociaciones como clase sideroxyla (side), teocote (teoc), cooperi (coop) y lumholtzii (lumh). También existen sitios que no tienen una asociaciones definidas, pero que en común tienen baja densidad, que se encuentran principalmente en laderas y que están asociados con perturbaciones como incendios y pastoreo. En el presente trabajo se partió de esta clasificación nombrando a los sitios del último grupo como grupo v (gpov). Además se añadió otra clase que es la correspondiente a las áreas no forestales (nofo). Las especies vegetales encontradas en la microcuenca del Tecolote se presentan en el Anexo I, mientras que los detalles de la importancia relativa que tiene cada especie en cada asociación se presentan en el Anexo II.

4.1. Áreas de entrenamiento

La selección de las áreas de entrenamiento (representativas de cada clase) es posiblemente la parte más delicada del proyecto, ya que de esta dependen los resultados de la clasificación satelital. La demarcación de las áreas de entrenamiento se llevó a cabo sobre una imagen compuesta de las bandas TM2, TM3 y TM4 y con la imagen del primer componente principal (Figura 4) , auxiliándose de: a) Información de los sitios de muestreo en campo, b). Fotografías aéreas, c). Análisis visuales de mapas realizados mediante una clasificación no supervisada (para delimitar áreas de homogeneidad espectral), y d) Análisis visuales de mapas digitales de los índices de vegetación y de componentes principales. No obstante, existieron errores debido a que para algunas clases (teoc), fue difícil encontrar áreas extensas de la misma clase forestal por lo heterogéneo del paisaje; y por otro lado, debido a que dentro de un área determinada existen claros o manchones de otras especies que no son las del grupo especificado. Por esto, se realizó una depuración de la base de datos de las áreas de entrenamiento para eliminar observaciones aberrantes que posiblemente corresponden a otras clases.

La depuración se efectuó mediante la eliminación de los puntos extremos, localizados mediante gráficas de la distancia cuadrada generalizada, tomando para su cálculo las siete bandas del satélite (medida multivariada), contra la probabilidad de encontrar dicho punto por el estadístico Chi cuadrada. La depuración fue del 1% de la base de datos de las áreas entrenamiento.

Las medias y desviaciones estándar de los niveles digitales TM1 a TM7 (Cuadro 1) muestran que la clase no forestal es la que mayor error tiene en todas las variables, esto como consecuencia de que se incluyeron caminos, áreas erosionadas, y pastizales en esta misma clase, no obstante se diferencia ampliamente de los demás grupos. De las clase forestales, lumh y el gpov tiene el mayor error, posiblemente debido a que por la menor densidad de estos grupos se refleja el efecto del suelo.

Cuadro 1. Promedio y desviación estandar de los niveles digitales por variable y clase forestal

	sideroxyla		teocote		cooperi		lumholtzii		Grupo v		No forestal	
	$\bar{x}$	s.d.	$\bar{x}$	s.d.	$\bar{x}$	s.d.	$\bar{x}$	s.d.	$\bar{x}$	s.d.	$\bar{x}$	s.d.
TM1	56.66	2.60	61.27	2.90	60.8	3.05	72.74	5.64	70.30	6.19	89.78	11.61
TM2	23.80	1.62	25.47	1.66	25.01	1.75	32.55	3.22	30.73	3.57	42.61	6.54
TM3	25.54	3.17	28.58	2.83	27.69	2.95	42.13	5.97	38.51	6.71	59.38	11.38
TM4	47.30	6.36	50.64	3.70	47.66	2.52	59.72	5.54	53.35	7.02	65.48	7.01
TM5	56.37	12.46	65.78	9.29	64.84	9.08	107.9	16.07	95.56	19.16	179.6	25.03
TM6	137.8	3.96	140.2	2.37	139.6	2.15	154.1	3.93	150.5	6.66	157.2	5.03
TM7	22.77	6.45	26.56	5.06	26.97	5.18	48.94	9.04	45.37	11.47	81.22	20.22

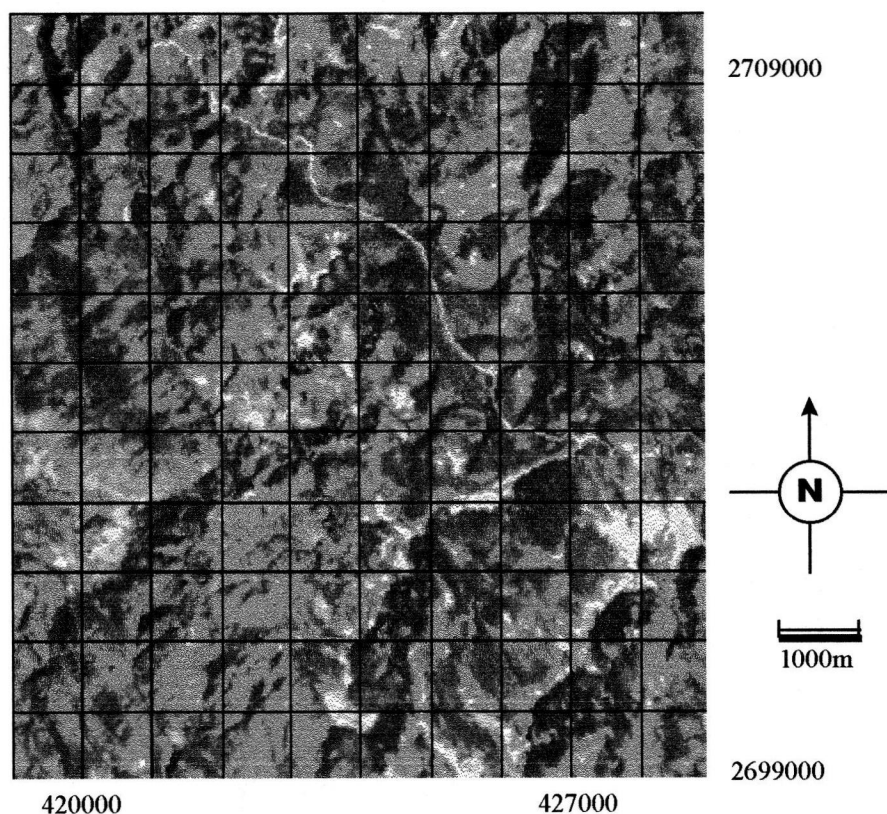


Figura 4. Imagen del primer componente principal da las variables TM1 a TM7.

En el análisis de los componentes principales el primer componente explica el 85.17% de la variación total de la imagen y en este se puede distinguir visualmente la densidad de la vegetación y las áreas no forestales; en el componente dos tiene el 7.19% de la variación y se pueden distinguir las áreas abiertas y dos densidades de vegetación. Finalmente, el tercer componente posee el 5.49%, en esta imagen se distingue únicamente áreas cubiertas de vegetación y no se observa el efecto topográfico. El hecho de que con los tres primeros componentes expliquen el 97.85% de la variación se debe a la alta correlación que existe entre las siete bandas del satélite, como se observa en el Cuadro 2.

No se realizó ningún tratamiento especial para eliminar el efecto topográfico, excepto que las áreas de entrenamiento se eligieron en diferentes condiciones de exposición, lo cual de acuerdo a Chuvieco (1990) y Colby (1991) es una forma de poder incluir este factor dentro de la clasificación.

4.2. Selección de variables

Se realizaron varias clasificaciones supervisadas mediante el modulo “Maxlike” de IDRISIW con combinaciones de las diferentes variables, tomando como criterio las variables que no mostraran traslape en sus intervalos de confianza (ver Cuadro 5). El Cuadro 3 muestra los resultados de aciertos en la clasificación con respecto a las mismas áreas de entrenamiento, se puede observar que la clasificación 4, realizada con las variables sin transformar, muestran el mayor porcentaje de aciertos, aunque estadísticamente no es diferente de la combinación 2. Se decidió usar para todos los análisis posteriores las variables originales; ya que, a parte que las diferencias en cuanto a aciertos son pocas, todas las transformaciones son combinaciones lineales de las originales, por lo que contienen la misma información.

Cuadro 2. Matriz de correlación entre las diferentes bandas TM para el área del estudio..

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7
TM1	1,00						
TM2	0,98	1,00					
TM3	0,97	0,98	1,00				
TM4	0,68	0,75	0,74	1,00			
TM5	0,90	0,92	0,94	0,76	1,00		
TM6	0,63	0,66	0,68	0,63	0,78	1,00	
TM7	0,93	0,94	0,95	0,67	0,97	0,73	1,00

*los valores en negritas indican las menores correlaciones

Cuadro 3. Porcentaje de aciertos de las clasificaciones realizadas usando diferentes combinaciones de variables.

No	Variables usadas en la clasificación	Aciertos
1	TM2, TM3, TM6, NDVI, TM4/TM3, TM4/TM7	69.56 ± 1.54 %
2	cmp1, cmp2, cmp3, NDVI, TM4/TM3, TM4/TM7	72.25 ± 1.51 %
3	cmp1, cmp2, cmp3	60.84 ± 1.63 %
4	TM1, TM2, TM3, TM4, TM5, TM6 y TM7	73.58 ± 1.49 %

4.3. Análisis espectral de las clases forestales

Se realizó un análisis de varianza multivariado para comparar los vectores de medias:

$$\underline{\mu}_i = [\overline{TM1}_i, \overline{TM2}_i, \dots, \overline{TM7}_i], \text{ donde } i=1,2,\dots,6 \text{ clases forestales.}$$

Para el juego de hipótesis, $H_0: \underline{\mu}_1 = \underline{\mu}_2 = \dots = \underline{\mu}_7$, contra H_a : al menos un $\underline{\mu}_i$ es diferente de los demás. Los resultados obtenidos indican que se rechaza H_0 con un nivel $\alpha = .01$, por lo que al menos un vector de medias es diferente de los demás. Por esta razón se realizaron siete análisis de varianza univariado para probar si las medias poblacionales de cada una de las variables TM1 a TM7 son iguales dentro de cada clase considerada, esto es, $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_6$ contra H_a : al menos un μ_i es diferente de los demás. Estos análisis indican que en todos los casos al menos una de las medias es diferente (Cuadro 4). Debido a esto se calcularon los intervalos de confianza para las medias de cada variable TM1 a TM7 para cada clase forestal considerada.

Cuadro 4. Resumen de los análisis de varianza realizados para comparar las medias de cada variable de las seis clases forestales consideradas

Banda	F	P>F
TM1	1374.61	0.0001
TM2	1566.62	0.0001
TM3	1629.82	0.0001
TM4	795.47	0.0001
TM5	2113.95	0.0001
TM6	1619.94	0.0001
TM7	1566.37	0.0001

En el cuadro 5 se presentan los intervalos de confianza para las medias de las variables TM1 a TM7 para las clases forestales consideradas. En él se puede observar que las medias de la clase teocote y cooperi son iguales para las bandas 1, 5 y 7; que los grupos sideroxyla y cooperi tienen la misma media en la banda 4 y 7; así como que en las siete bandas del satélite las medias para los grupos sideroxyla, teocote y cooperi están muy cercanas, con diferencias mínimas en relación a la separación existente entre estos, con los grupos lumholtzii, grupo v y no forestal. Esta diferencia puede estar asociada a la diferencia en la densidad arbórea, ya que los grupos sideroxyla, teocote y cooperi tienen densidades medias a altas; mientras que los grupos lumholtzii y grupo V tienen densidades bajas (Figura 5).

Cuadro 5. Extremos de los intervalos de confianza (al 95%) para las medias de cada variable (TM1 a TM7) por clase forestal considerada.

	sideroxyla		teocote		cooperi		lumholtzii		Grupo v		No forestal	
	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx
TM1	58.4	58.9	60.9	61.6	60.2	60.9	72.1	73.4	69.0	70.3	88.9	90.4
TM2	23.6	23.9	25.2	25.6	24.7	25.0	32.2	32.9	30.0	30.7	42.1	42.9
TM3	25.2	25.8	28.2	28.9	27.1	27.7	41.4	42.8	37.2	38.5	58.6	60.0
TM4	46.4	47.6	50.2	51.1	47.2	47.8	59.1	60.4	52.3	53.9	64.9	65.8
TM5	55.2	57.6	64.7	66.9	63.0	64.8	106.0	109.8	92.9	96.1	147.9	151.0
TM6	137.5	138.2	139.9	140.5	139.2	139.8	153.6	154.6	150.2	151.7	156.9	157.5
TM7	27.1	28.4	25.9	27.1	25.9	26.9	47.9	50.0	43.1	45.4	79.8	82.4

*los valores en negritas indican intervalos traslapados

La similitud en reflectancia promedio de los grupos sideroxyla, teocote y cooperi, indica que si se asignan clases a un pixel dado únicamente por este medio, se pueden esperar matrices de errores con valores altos, como se ha determinado en otros trabajos. Desde el punto de vista biológico esta cercanía espectral implica que las asociaciones de cooperi, teocote y sideroxyla tienen una absorción promedio de las mismas longitudes de onda de la luz. En este sentido, la clase sideroxyla tiene mayor espesura, y un componente latifoliado importante. El grupo cooperi generalmente es mono específico con densidades altas. Mientras que en el grupo teocote se puede esperar mayor reflectancia del suelo, ya que el *Pinus teocote* tiene copas menos densas que las de *Pinus cooperi*, *Pinus durangensis* y *Quercus sideroxyla*.

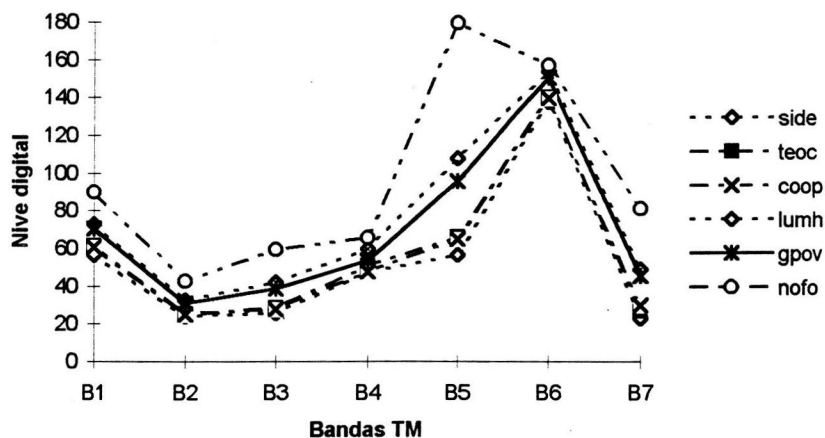


Figura 5. Firmas espectrales de las seis clases de cubierta forestal en la microcuenca del Tecolote, San Dimas, Dgo.

El grupo V se localiza cerca espectralmente al grupo lumholtzii. Los dos grupos se diferencian fácilmente en tierra por su fisonomía; mientras que el *Pinus lumholtzii* tiene una forma de la copa escurrida y poco densa, el grupo V generalmente son arbustos dispersos de diferentes especies de *Quercus*, así como de *Arctostaphylos pungens*. En común estos dos grupos tienen su baja densidad, lo cual implica una mayor cantidad de luz reflejada por el

suelo, lo cual homogeneiza hasta cierto punto la respuesta espectral. Esto explica también su mayor cercanía espectral a la clase no forestal con respecto a los otros grupos.

Para determinar si las diferentes clases espectrales tienen una distribución normal multivariada de las variables TM1 a TM7, se gráfico la distancia cuadrada generalizada de cada vector de observaciones con respecto a su vector de medias, contra la probabilidad de ocurrencia de cada observación bajo la distribución chi cuadrada. Una tendencia lineal en los datos corresponde a una distribución normal multivariada. En el Cuadro 6 se observa que en todos los casos el coeficiente de determinación r^2 es diferente de cero y que todos los modelos son significativos bajo el análisis de varianza ($H_0: \beta_1=0$ vs. $H_a: \beta_1 \neq 0$), lo cual es reflejo de la tendencia lineal de los datos. Lo anterior implica que las clases consideradas tienen una distribución muestral normal multivariada (Morrison, 1976).

Cuadro 6. Significancia del modelo de regresión aplicado para determinar la normalidad multivariada de las clases estudiadas.

Clase	r^2	t_c	$p>t$	F_c	Prob>F
Sideroxyla	.9980	450.6	0.0	201177	.0000
teocote	.9973	314.6	0.0	101487	.0000
cooperi	.9979	325.52	0.0	100961	.0000
lumholtzii	.9994	678.84	0.0	460825	.0000
grupo v	.9812	119.02	0.0	14165	.0001

La prueba de homogeneidad de varianza para determinar si las matrices de varianza-covarianza son iguales (Morrison, 1976) para la hipótesis nula: las seis matrices de varianza-covarianza son iguales (una por cada clase), contra la Hipótesis alternativa: al menos una matriz de varianza covarianza es diferente, resultado rechazada ($\text{Prob.} > \chi^2 = 0.000$) en favor de la alternativa. Por esta razón se usaron las matrices individuales para el calculo de las distancias cuadradas generalizadas de cada observación con respecto al grupo k, en el cual se fundamento el análisis discriminante.

4.4. Clasificación de la imagen multiespectral TM

Mediante la función (3) se obtuvo una base de datos para cada X_{ij} del sistema raster con la probabilidad de pertenencia a cada una de las t clases consideradas. Mediante un programa SAS se eligió la clase de mayor probabilidad y se formó otra base de datos con el número de clase asignado a cada localización X_{ij} . Esta base constituyó la clasificación testigo y se visualizó mediante el sistema IDRISIW (Figura 6).

El análisis de la precisión de la cartografía testigo se muestra en el Cuadro 7, donde se observa la reclasificación de las observaciones usadas para caracterizar a cada una de las clases consideradas.

Cuadro 7. Número de píxeles reclasificados dentro de un determinado grupo en base a la regla discriminante de Fisher.

clase	side	teoc	coop	lumh	gpov	nofo	total
side	243	91	75	0	0	0	409
teoc	38	178	50	0	1	0	267
coop	30	23	164	0	4	0	225
lumh	0	3	0	201	59	16	279
gpov	1	1	0	81	187	4	274
nofo	0	0	0	88	38	826	952
total	312	295	292	370	289	846	2405

En el cuadro anterior se puede observar el número de observaciones de las áreas de entrenamiento (filas) y la reclasificación de ellos, al aplicar la función discriminante (columnas). El 74.896 ± 1.46 % de las observaciones de las áreas de entrenamiento fue clasificada correctamente, lo cual permite tener una medida de su poder clasificatorio. En este cuadro se puede observar nuevamente la semejanza, en cuanto a reflectancia de las clases sideroxyla, teocote y cooperi, y en menor grado la semejanza de lumholtzii, grupo V y la clase no forestal.

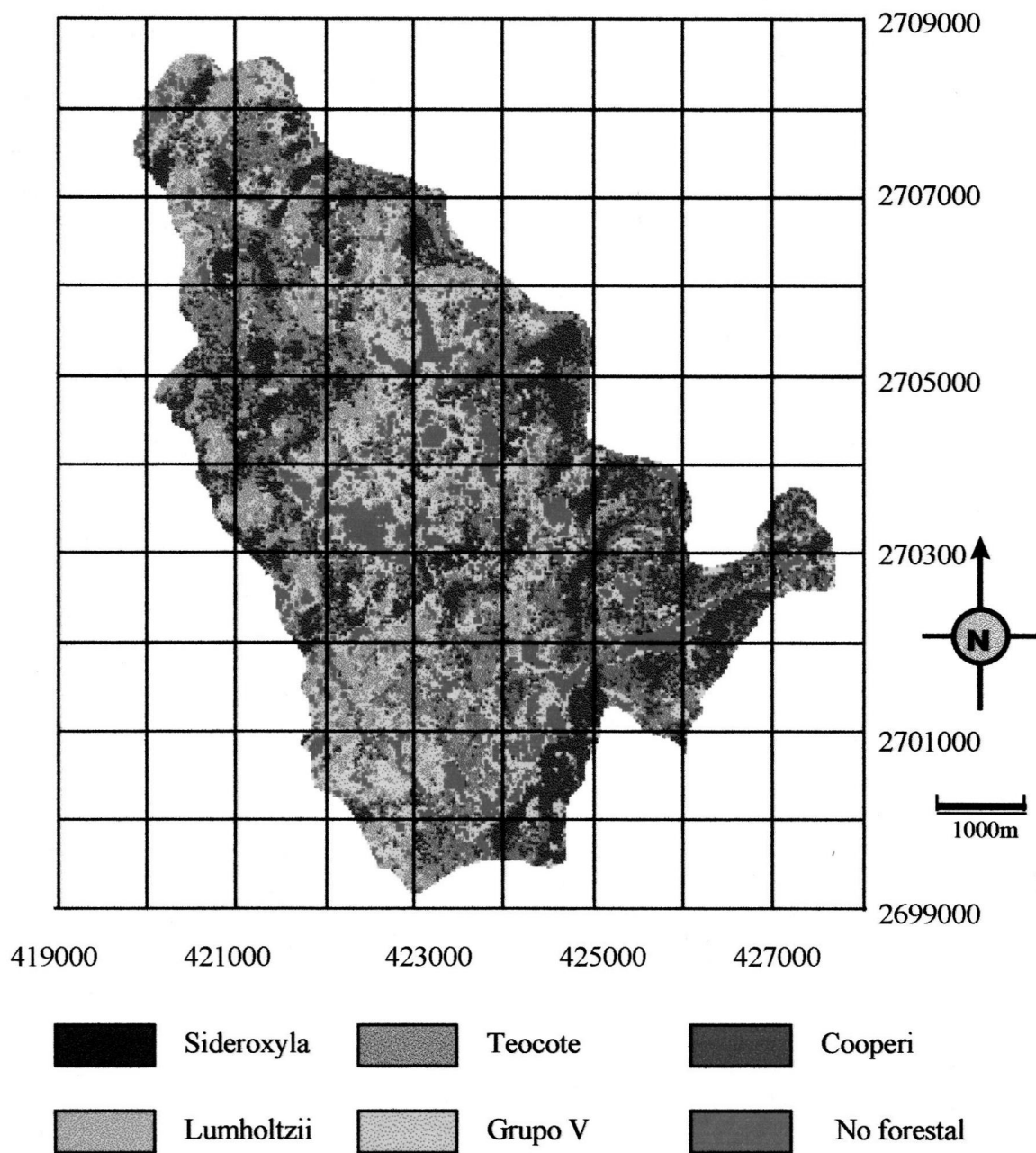


Figura 6. Cartografía temática testigo de las asociaciones arbóreas de la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.

La probabilidad a posteriori $P(t|\underline{x})$ para una localización X_{ij} de pertenecer a una determinada clase (t), dada la información de las siete bandas del Satélite Landsat TM ($\underline{x}$) fue tomada como base para los análisis posteriores.

4.5. Producción de mapas de topoformas y exposiciones

El mapa de las topoformas de la cuenca se observa en la Figura 7, el cual tuvo un error de 9.4 m, lo cual se considera adecuado para el presente estudio.

La Figura 8 muestra el mapa de exposiciones, este mapa tiene su origen en un modelo digital de elevación escala 1:250000, con tamaño de pixel de 89x92 m el cual fue remuestreado para producir un sistema de 30x30 m. Se reconoce que este sistema es una generalización grande del área de estudio, no obstante al comparar el mapa de topoformas con el de exposiciones y el de la imagen compuesta del satélite, no se observaron errores grandes en cuanto a observar exposiciones contrarias a las esperadas por la topoforma y los rasgos topográficos que muestra la imagen.

4.6. Relaciones entre las asociaciones y los rasgos topográficos

Los modelos de relación especie-hábitat o asociación-hábitat han sido empleados con frecuencia para predecir en base al hábitat las especies o asociaciones, que es factible encontrar en un lugar determinado (Stoms, 1994). Austin et al. (1984) convirtió las tablas de contingencia en tablas de probabilidad de encuentro de asociaciones, dadas la posición topográfica, la pendiente y la exposición usando proporciones. En el presente trabajo se tomaron los datos de los sitios de muestreo realizados por Márquez (1995), y se añadieron 67 sitios más para determinar con mayor precisión esta relación. Los cuadros 8 y 9 muestran el número de sitios encontrados por cada grupo por cada topoforma y exposición considerada. Se aplicó la prueba de chi cuadrada para determinar la independencia entre los factores exposición vs. grupo asociativo y topoforma vs. grupo asociativo, bajo la H_0 : los

dos factores son independientes vs. Ha: los dos factores son dependientes; en ambos casos se rechaza la hipótesis nula en favor de la alternativa a un nivel de confianza de 10% ($\text{prob} > \chi^2 = .001$ y $\text{prob} > \chi^2 = .034$ respectivamente). Es necesario aclarar que en las tablas de contingencia algunas celdas tienen valores menores a cinco unidades ("Sparse tables"), a este respecto Koehler y Larntz (1980) demostraron que la chi cuadrada tiene una aproximación aceptable cuando sucede que $n > (N \cdot 10)^{1/2}$, con n = número total de observaciones, y N = número de celdas en la tabla. Para las dos tablas se cumple esta condición ya que $116 > (30 \cdot 10)^{1/2} = 17.32$. Por lo anterior, dichos factores se usaron en forma de probabilidad condicional de las asociaciones arbóreas consideradas mediante la proporción de sitios encontrados en cada condición (Cuadro 10).

Un aspecto importante a considerar es que es posible que algunas de las asociaciones consideradas se encuentren en lugares donde no aparecieron en este muestreo. Por esta razón y para no tener ceros en las matrices de probabilidad, dado que esto implica terminantemente la inexistencia de una asociación en una localización con determinada topografía y exposición, se modificó la tabla presentada añadiendo arbitrariamente probabilidades de 1% a las localizaciones con ceros y descontando este valor de las celdas de mayor probabilidad. Lo anterior es necesario también porque al unir esta fuente de información con las probabilidades derivadas de la información satelital la existencia de ceros elimina esta fuente automáticamente (multiplicación por cero).

Como podemos observar en los Cuadros 8 y 9 la clase *sideroxyla* esta ligada principalmente con todas las topoformas excepto en bajíos y en exposiciones norte, zenital y este. La clase *teocote* se encuentra en todas las topoformas excepto bajíos y en prácticamente todas las exposiciones. La clase *cooperi* se encuentra en bajíos y laderas suaves de todas las exposiciones. La clase *lumholtzii* se encuentra en laderas y mesas en todas las exposiciones y finalmente el grupo V se encuentra en laderas medias y fuertes de todas las exposiciones.

Cuadro 8. Número de sitios encontrados por topoforma y asociación arbórea.

topof.	Sider	Teoc	coop	lumh	gpov	total
mesa	7	5	0	2	0	14
bajío	0	0	8	0	0	8
cañad	4	2	0	1	0	7
lad s.	14	7	8	6	0	35
lad.m.	7	4	0	8	4	23
lad f.	8	5	0	9	7	29
Total	40	23	16	26	11	116

Cuadro 9. Número de sitios encontrados por exposición y asociación arbórea.

expo.	Sider	Teoc	coop	lumh	gpov	Total
zenital	7	5	8	2	0	22
norte	14	3	1	3	3	24
este	7	3	2	5	2	19
sur	3	6	3	8	3	23
oeste	5	4	2	7	3	21
cañada*	4	2	0	1	0	7
Total	40	23	16	26	11	116

*Aunque las cañadas no son una exposición, estas generalmente no tienen este efecto.

Cuadro 10. Probabilidades $p(t|z)$ de ocurrencia de la clase t dada una determinada condición topográfica (z).

z \ t	Side	Teoc	Coop	Lumh	gpov
Mesa	0.50	0.36	0.00	0.14	0.00
Bajío	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
Cañada	0.58	0.28	0.00	0.14	0.00
LSN	0.78	0.00	0.11	0.11	0.00
LSE	0.40	0.20	0.20	0.10	0.00
LSS	0.10	0.30	0.30	0.30	0.00
LSO	0.28	0.28	0.28	0.16	0.00
LMN	0.50	0.17	0.00	0.17	0.16
LME	0.25	0.25	0.00	0.25	0.25
LMS	0.17	0.17	0.00	0.49	0.17
LMO	0.29	0.14	0.00	0.43	0.14
LFN	0.44	0.22	0.00	0.11	0.23
LFE	0.33	0.00	0.00	0.50	0.17
LFS	0.13	0.29	0.00	0.29	0.29
LFO	0.14	0.14	0.00	0.43	0.29

*LS: ladera suave, LM: ladera media, LF ladera fuerte, N: norte, E: este, S: sur, O: oeste.

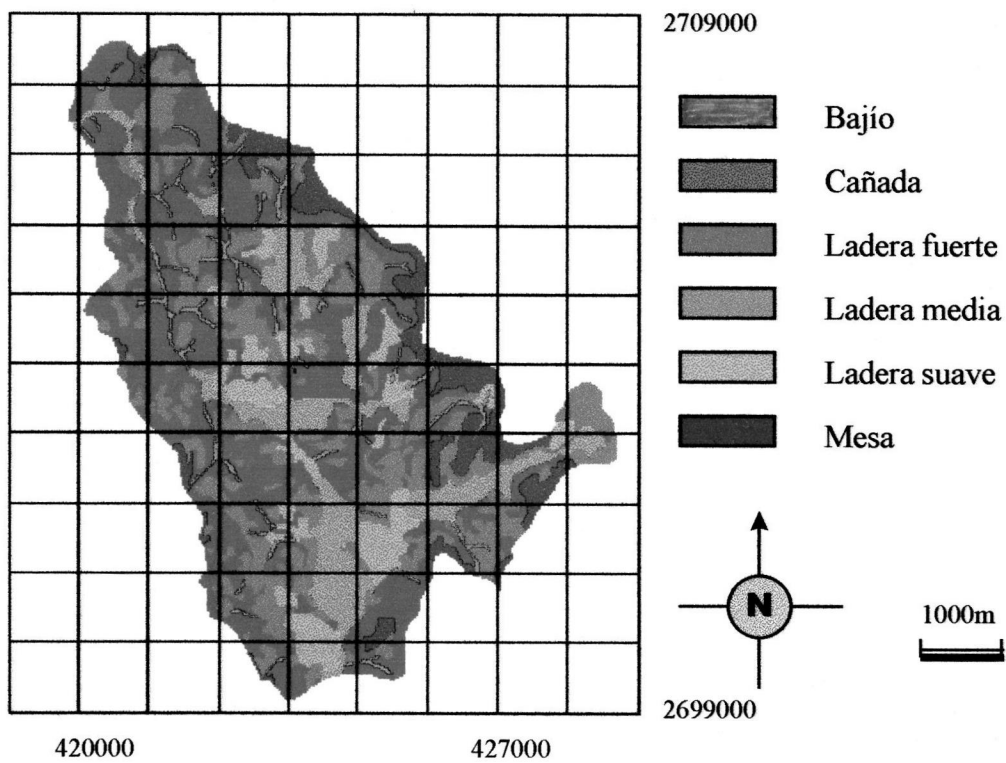


Figura 7. Mapa de topografías de la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.

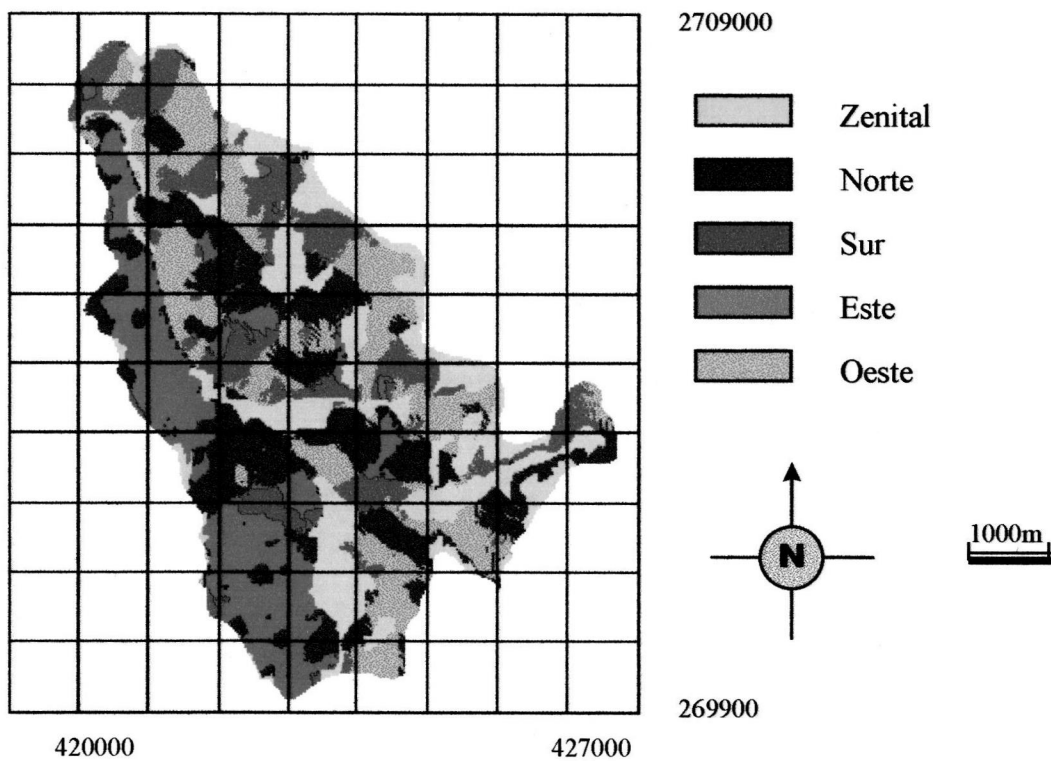


Figura 8. Mapa de exposiciones de la microcuenca de El Tecolote, San Dimas, Dgo.

4.7. Producción del mapa combinado

Las probabilidades a posteriori de que una determinada localización X_{ij} perteneciera a una clase t , dada la información satelital $P(t | \underline{x})$ fue utilizada, para combinarla con la probabilidad de pertenecer a una clase t dada su topoforma y exposición $P(t | \underline{z})$ mediante la ecuación 4.

De este modo, se asignó a la localización X_{ij} la clase de mayor probabilidad calculada mediante la ecuación 4. Las localizaciones que mediante información satelital fueron asignadas a la clase no forestal permanecieron en esta clase, dado que esta clase no está relacionada con las variables topoforma y exposición. La base de datos producida mediante el procedimiento descrito fue visualizada mediante el sistema IDRISIW. Este mapa combinado se observa en la Figura 9.

4.8 Validación del producto

Los Cuadro 11 y 12 muestran los resultados de la comparación del mapa testigo (clasificación supervisada por máxima verosimilitud) y del combinado (clasificado con información satelital y topográfica) contra las áreas de validación señaladas en campo. La precisión global del mapa testigo fue de $65.60 \pm 2.70 \%$, con una precisión promedio por clase (ppc) de 66.72%, mientras que la del mapa combinado fue de $82.43 \pm 1.80 \%$ con ppc. de 82.18%. La prueba de la igualdad de matrices de error de kappa muestra que ambas matrices son significativamente diferentes ($P > Z = 0.0000$).

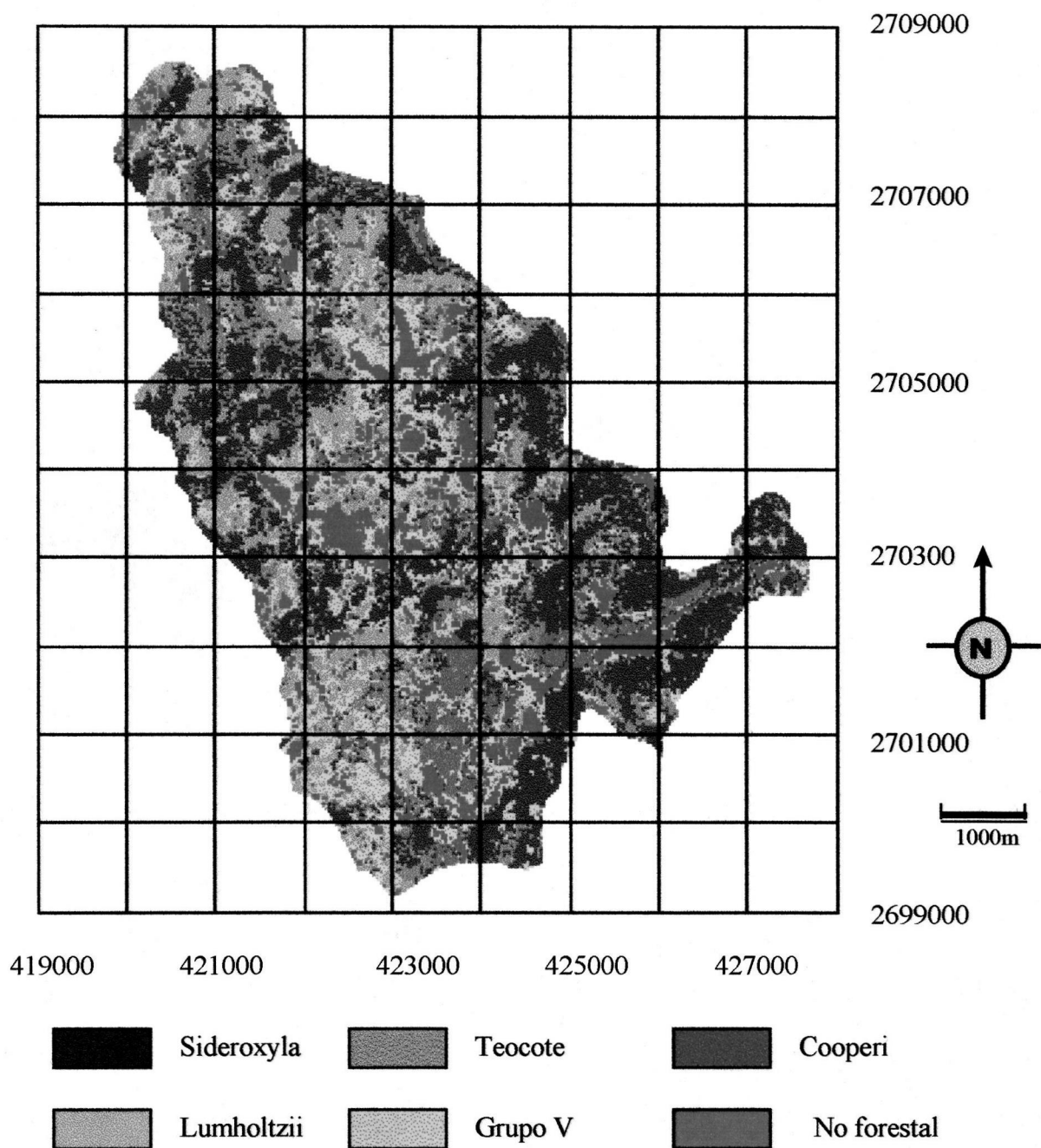


Figura 9. Mapa temático combinado de las asociaciones arbóreas en la microcuenca del Tecolote, San Dimas Dgo.

Cuadro 11. Matriz de errores del mapa temático testigo contra las áreas de validación (filas).

Clase	Side	teoc	coop	lumh	gpov	nofo	total	Eo
side	131	16	92	9	4	0	252	48.0
teoc	17	101	97	1	4	0	317	54.1
coop	8	27	71	0	0	0	106	33.0
lumh	0	9	0	167	43	0	219	23.7
gpov	1	18	12	30	151	0	232	28.8
nofo	0	0	3	17	2	161	183	12.0
total	157	171	275	244	204	161	1212	
E.com	16.6	40.9	74.2	25.4	26.0	0.0		

Cuadro 12. Matriz de errores del mapa temático combinado contra áreas de validación (filas).

Clase.	Sider	teoc	coop	lumh	gpov	nobo	total	Eo
side	145	30	29	7	4	0	215	32.6
teoc	12	115	26	1	3	0	157	26.8
coop	0	1	209	0	0	0	210	0.5
lumh	0	10	1	203	29	0	243	16.5
gpov	0	15	7	16	166	0	204	18.6
nobo	0	0	3	17	2	161	183	12.0
total	157	171	275	244	204	161	1212	
Ec	7.6	32.7	24.0	16.8	18.6	0.0		

Lo anterior significa un aumento de un 16.2% de precisión en la cartografía, debido al uso de datos auxiliares. Este aumento es debido principalmente a la reclasificación de la clase cooperi (63.6%) y lumholtzii (16.58%). Esto también se refleja en los errores de omisión y de comisión (Figura 10).

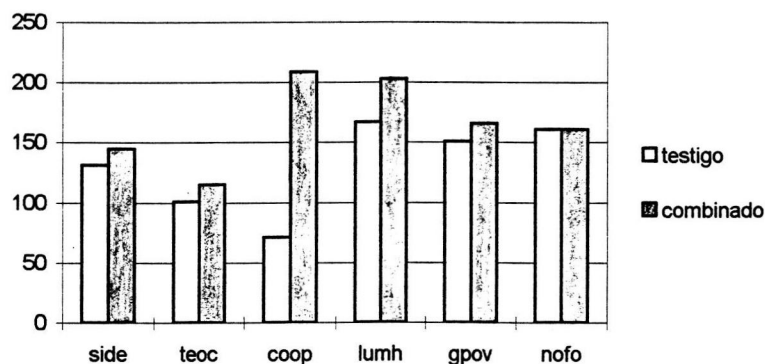


Figura 10. Número de píxeles clasificados correctamente mediante la clasificación testigo y combinada.

La validación de la clasificación por el método de Kappa (K) arrojan resultados similares a los anteriores. El estadístico K tuvo un valor de **0.59** para la clasificación combinada y de **0.80** para el mapa combinado. Este estadístico mide la agregación total entre la imagen y los datos de referencia y los datos de prueba, mediante la asignación de un valor entre cero (no hay asociación) y 1 (asociación total). De acuerdo a esta metodología que el mapa combinado tiene el 80% precisión.

Por otro lado, al filtrar el mapa combinado por el método de la moda, la cual generaliza la imagen (Figura 11), se logra una precisión de **91.91 ± 1.29 %**. Esto tiene fundamento en que las áreas testigo son una generalización, es decir no se realizó pixel a pixel (en cuadros de 30 m²), sino que en general se señalaron áreas que contenían las especies dominantes de las asociaciones manejadas. Es muy probable que dentro de estas áreas existieran lugares con otras asociaciones o sin vegetación, como se observó en campo.

4.9. Uso de la cartografía

El Cuadro 13 muestra las superficies estimadas para cada asociación arbórea y por cada metodología de clasificación en el área del estudio.

Cuadro 13. Superficie (ha) estimada de las asociaciones consideradas.

Cat.	c. testigo	%	c. combinada	%
side	919,08	25.77	1127,25	31.61
teoc	605,25	16.97	542,88	15.23
coop	291,51	8.18	175,59	4.93
lumh	542,88	15.23	593,1	16.64
gpov	754,2	21.15	674,82	18.93
nofo	451.35	12.65	451.35	12.65
total	3565.22		3565.22	

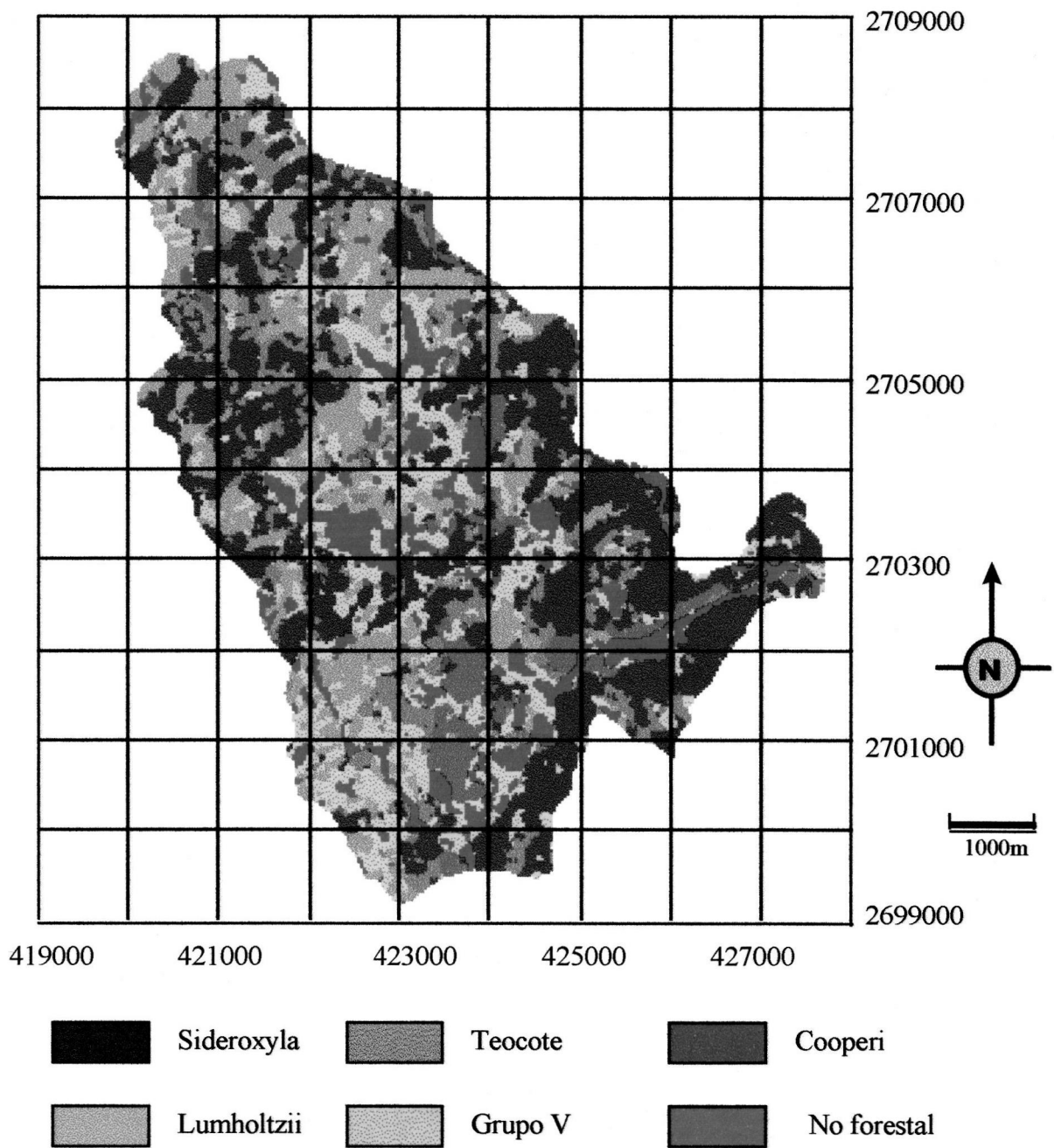


Figura 11 . Mapa temático generalizado de la cartografía combinada (filtrado por la moda).

Tomando en consideración la clasificación combinada, la cual mostró tener mayor precisión cartográfica, se calcularon las superficies ocupadas por cada clase, en cada una de las topoformas consideradas. Estos resultados se muestran en el cuadro 14.

Cuadro 14. Superficie (ha) estimadas mediante la cartografía combinada de las clases forestales por topoforma.

	Side	Teoc	Coop	Lumh	Gpov	nofo	total
Bajío	18.7	15.4	151.3	27.0	93.3	124.3	430.0
Cañada	62.9	22.7	0.2	17.5	6.9	8.3	118.4
L.fuerte	526.5	233.9	1.8	269.2	336.8	129.7	1497.9
L.media.	310.1	170.5	0.6	175.9	178.3	92.1	927.4
L.suave	55.1	38.4	21.7	64.6	49.1	62.9	291.9
Mesa	153.9	62.0	0.0	39.0	10.4	34.1	299.3
Total	1127.2	542.9	175.6	593.1	674.8	451.4	3564.9

Los bosques de la clase sideroxyla, están compuestos principalmente por *Quercus sideroxyla*, *Pinus durangensis* y *P. leiophylla*, los cuales ocupan hasta el 85% del área basal total. Otros elementos arbóreos que se encuentran son *Pinus ayacahuite*, *Arbutus madrensis* y *Juniperus deppeana* aunque todos estos en baja proporción. De acuerdo a los resultados estos bosques son los de mayor importancias en mesas, cañadas, laderas fuertes y laderas medias, así como los que más superficie ocupan en la cuenca con 1127.2 ha, lo cual representa el 31.6% de la superficie total.

Los bosques del grupo teocote están formados por *Pinus teocote*, *P. durangensis* y *Quercus sideroxyla* como elementos principales, los cuales ocupan el 76% del área basal total, aunque con una marcada dominancia de *P. teocote*. Otros elementos que participan en esta categoría son *P. ayacahuite*, *Quercus laeta*, *Q. coccolobifolia* y *Arbutus madrensis*. Estos bosques ocupan 543 ha, lo cual representa el 15.2% de la superficie total de la cuenca. Este grupo tiene importancia en mesas y cañadas, donde siguen en importancia al grupo sideroxyla.

El grupo cooperi esta formado principalmente por *Pinus cooperi* como elemento dominante y en muchas áreas monoespecífico, pero también se puede encontrar con *Juniperus*

deppeana y *Pinus leiophylla*. Ocupa 176 ha lo cual representa el 5% de la superficie total de la cuenca y el 35.2% del área de los bajíos.

Los bosques de la categoría *lumholtzii* están compuestos por *Pinus lumholtzii* y *P. durangensis* como elementos principales, los cuales ocupan el 78.8% del área basal total, aunque con una marcada dominancia de *P. lumholtzii*. Ocupan 593 ha, principalmente en laderas fuertes y medias, en áreas con suelo escaso.

Finalmente el grupo V, aunque formalmente no es un tipo de bosque, porque en esta categoría se agruparon los sitios con composiciones diversas, producto de perturbaciones o de composiciones “raras”, ocuparon 674 ha, es decir el 18.93% del área de la cuenca; se encontraron en laderas fuertes, laderas medias y bajíos.

V. DISCUSION DE RESULTADOS

Los resultados indican una precisión baja en la cartografía testigo (65.602%) que mejora considerablemente al utilizar fuentes auxiliares de información (82.42%). Aun así, la precisión del mapa temático combinado no alcanzó el 90%, que era el resultado esperado en este estudio. Esto en parte puede deberse, como se mencionó en los resultados, a que las áreas de validación tienen sitios pertenecientes a otras clases, por lo cual el mapa filtrado por la moda tienen mayor exactitud (90.91%) . En este sentido el mapa generalizado puede considerarse como un buen resultado, en virtud de que si definimos el tamaño de área mínima cartografiable como de 90x90 m, entonces las células aisladas pasan a formar parte de la clase de mayor frecuencia. Por otro lado, el U.S. Geological Survey considera a 85% como la precisión mínima aceptable (Anderson et al. 1976; citado por González, 1995), con lo cual el mapa generalizado es aceptable, mientras que el límite superior del intervalo de confianza para el mapa combinado sin filtrar es de 84.25%, muy cercano al mínimo aceptable que se mencionó.

En la interpretación del mapa temático es necesario considerar algunos puntos:

Categorías de la clasificación. En el presente estudio se adoptó la clasificación de los bosques de la microcuenca propuesta por Márquez y González (1995). La clasificación fue realizada mediante un análisis de agrupaciones (cluster) de 52 sitios de muestreo, usando como base, índices de similitud ecológica calculados para cada sitio con respecto a los restantes. La mayor parte de los grupos se definieron con valores de similitud mayores a 70%, y solamente los sitios que forman al grupo V a similitudes menores a este porcentaje. Sin embargo, a un nivel de 60% las cuatro clases consideradas (*sideroxyla*, *teocote*, *cooperi* y *lumholtzii*) forman un solo grupo, lo cual es indicador del parecido en composición específica que existe en la cuenca.

La clasificación de las asociaciones mostró tener consistencia para ser aplicado con facilidad, ya que los 62 sitios realizados en el presente estudio para completar la información de las relaciones con los rasgos topográficos, no presentaron dificultad para identificarlos como parte de alguna de las cinco categorías propuestas. Por otro lado, desde el punto de vista espectral cada categoría se pudo diferenciar de las restantes, por lo menos en tres de las bandas del satélite Landsat TM (2, 3 y 6) (Cuadro 5), lo cual es indicador de su diferente composición específica y/o densidad.

Por otro lado, la afinidad por ocupar sitios con características topográficas particulares que mostraron algunos grupos, también es indicador de que las categorías de la clasificación reflejan las condiciones naturales y por esto susceptibles de ser cartografiadas. Las categorías mas similares son la de sideroxyla y teocote. Márquez y González (1995) mencionan que estos dos grupos no tienen fronteras bien definidas y que en el campo se observa un cambio gradual en la composición de especies entre uno y otro grupo respondiendo a un gradiente en la pedregosidad y profundidad del suelo, donde el grupo teocote se desarrolla mejor en sitios con suelo escaso y pedregosos. Esta observación se refleja tanto en la respuesta espectral, como en las relaciones con la topografía y por esto en confusión entre ambos grupos. Es posible que con información geográfica sobre las variables de profundidad y pedregosidad del suelo, se podría realizar una mejor separación entre estos dos grupos y de este modo mejorar la precisión de la cartografía

En este sentido, la hipótesis de trabajo menciona que las categorías pueden ser diferenciadas por medio de la información satelital y de las relaciones con su hábitat, lo cual fue confirmado de acuerdo a los criterios estadísticos empleados.

En la mayoría de los estudios sobre la cartografía de la vegetación, las categorías implementadas son mucho mas generales que las seguidas aquí; corresponden normalmente a tipos de vegetación (ver trabajos presentados en el VII Simposio Latino Americano de Percepción Remota, 1995), pero también el tamaño de las áreas clasificadas es mayor. Esto

sugiere que para aplicar la metodología desarrollada en este estudio a áreas mayores, se tenga el problema del número de categorías a utilizar, que seguramente aumentara conforme se incluya una mayor variación altitudinal y ambiental. Lo cual implica tener modelos de relaciones asociaciones-hábitats no solo para las variables topoforma y exposición sino también para la altitud, el suelo, la precipitación, etc.

Método de incorporación de la información auxiliar. Un problema que surge con el método utilizado para combinar las dos fuentes de información es el de la ponderación, es decir ¿que fuente de información tiene mayor peso para determinar las probabilidades finales de cada categoría?, Skidmore (1989), no consideró este problema y asignó a cada fuente un peso similar. En el presente estudio se decidió mezclar primero la información de las relaciones de las clases con la topoforma y la exposición de manera conjunta (Cuadro 10), para posteriormente mezclar estas con las probabilidades resultantes de la clasificación de los datos satelitales. Es decir se asignó un peso similar a la información topográfica que a la satelital. Para realizar una asignación de pesos más formal se debería haber tenido un mayor número de áreas de entrenamiento. No obstante que se pudo asignar pesos con una metodología formal, los resultados de la validación de los mapas obtenidos, demostró una mejoría significativa entre el mapa testigo y el combinado con los pesos así asignados.

Fecha de toma de la imagen Como se mencionó en los antecedentes, la última intervención silvícola en la cuenca fue en 1985, anterior al año de toma de la imagen (Marzo 21, 1990), el tipo de intervención en todos los casos fue de aclareos, bajo el método mexicano de ordenación de montes, la intensidad de corta fue conservadora, por lo que no modificó significativamente la estructura y composición. En las áreas forestales se observan únicamente bosques maduros y solo en sitios muy localizados como la orilla de caminos y brechas se encuentra arbolado de regeneración. Por este motivo, no se presentó el problema de diferenciar entre bosques de diversas edades y estructuras. Sin embargo, este podría ser un problema fuerte al aplicar esta metodología a áreas menos homogéneas.

Estas mismas razones justifican el hecho de poder usar una imagen de 8 años de anterioridad en relación a los muestreos realizados, tanto para señalar las áreas de entrenamiento como para determinar las relaciones asociación-hábitat. Posiblemente se necesiten imágenes actualizadas para realizar estudios en áreas con intervenciones silvícolas recientes.

Por otro lado, la fecha de toma de la imagen corresponde al rompimiento de la latencia de la mayoría de las coníferas, lo cual permite distinguirlas mejor de las latifoliadas.

Calidad de la información auxiliar. Es necesario considerar que el mapa de topoformas y de exposiciones no fueron de la mejor calidad. En el primero, debido a que fue hecho y digitalizado manualmente, lo cual introduce un cierto grado de error. Y en el segundo porque se realizó a partir de un modelo escala 1:250000, el cual no corresponde al tamaño de pixel utilizado (30x30), aunque los errores detectados se corrigieron manualmente. Para mejorar la calidad de estas fuentes sería necesario contar con un modelo digital de elevaciones de la misma escala, y los algoritmos necesarios para generar a partir de éste, los mapas de topoformas y de posición topográfica.

Aplicaciones. Una de las exigencias que se presentan actualmente en el manejo forestal, es la necesidad de manejar los bosques a nivel de especie, ya que esto daría como resultado una mayor definición en la calidad de la madera que se produce y por lo tanto mayor posibilidad de acceso los mercados internacionales. Una de las limitantes para llegar a este objetivo es la carencia de información global sobre la distribución y abundancia de las especies arbóreas, y es aquí donde la metodología y los resultados de este proyecto inciden para llegar a este objetivo.

Por un lado la información satelital junto con información auxiliar y los modelos de relación a través de sistemas de información geográfica permiten mejorar la cartografía lo cual se traduce en una mejorar la localización y cuantificación de los recursos y de este modo lograr este objetivo de manera rápida y eficaz. Aunque el área de estudio fue pequeña un ejemplo de esta aplicación se observa en el Cuadro 13 y 14, donde se muestran las superficies de

cada una de las asociaciones consideradas y los lugares en donde se encuentran con mayor abundancia.

Esto no quiere decir que ya no sean necesarios los inventarios terrestres, ya que se ha visto que la percepción remota no tiene poder para cuantificar eficientemente los volúmenes de madera y la estructura del bosque (Rodríguez, 1993), pero si para tener buenas estimaciones globales con errores relativamente pequeños.

Otra aplicación importante se da en el campo de la conservación de la biodiversidad ya que este tipo de mapas y los resultados cuantitativos que de ellos se desprenden pueden permitir la priorización y localización de áreas proteger, restaurar o reforestar.

Como comentario final se puede destacar el hecho de que “lo cartografiable” son las categorías en las que el investigador divida o clasifique los recursos para su entendimiento, cualificación y cuantificación. Por esto “lo cartografiable” debe ser susceptible de cartografiar, es decir debe contar con elementos que permitan distinguir una categoría de otra, ya sea por medios remotos u otros, y que las categorías posean atributos relacionales que contribuyan a mejorar la precisión cartográfica. Este comentario se debe a la confusión que se presenta en la terminología empleada, generalmente se confunde el termino “clasificar” con “cartografía”, el término clasificar se refiere a dividir en categorías y la cartografía a ubicar las categorías en el espacio. Frecuentemente se lee “la precisión de la clasificación” cuando debería ser “la precisión de la cartografía”.

VI. CONCLUSIONES

1. La metodología implementada en el presente estudio logró aumentar en 16.2% la precisión de la cartografía de las asociaciones arbóreas en comparación con las clasificación realizada únicamente con datos del satélite Landsat TM.
2. La cartografía testigo tuvo una precisión de 65.6%, la cual se considera no apta para propósitos prácticos.
3. La cartografía combinada presenta una precisión de 82.42% la cual aumentó a 91.91% al generalizarse por medio de un filtro de la moda de los valores digitales contiguos.
4. El mejoramiento por el uso de información auxiliar fue debida a la clases cooperi y lumholtzii, las cuales tienen una mayor preferencia por ambientes específicos.
5. Se considera que es posible mejorar la precisión de la cartografía si se introducen otros parámetros ambientales, como es la profundidad y el porcentaje de pedregosidad del suelo, que determinan a otras asociaciones como la asociación teocote.
6. La metodología empleada en el presente trabajo representa un aporte importante para la combinación de fuentes de información de diferente cualidad.

VII. LITERATURA CITADA

- Austin, M. P., R.B. Cunningham, and P.M. Fleming. 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve fitting procedures. *Vegetatio* 55:11-27.
- Barrera M.L, y A. Tecpa J. 1992. Dinámica de comunidades: II Componentes de la dinámica de la vegetación. *Temas de Investigación y Postgrado II* (4):29-35.
- Beales, E. W. 1969. Vegetational changes in to altitudinal gradients. *Science* 165: 961-985.
- Beard, J.S., 1980. The physiognomic approach. In: Witteraker R.H. De. *Classification of plant communities*. London, Junk pub p. 33-64.
- Bolstad V. Paul and T.M. Lillesand. 1992. Improved classification of forest vegetation in Northern Wisconsin through a rule based combination of soils, terrain, and Landsat Thematic mapper data. *Forest Science*. 38(1):5-20.
- Cano-Santana Z. y J. Meave. 1990. Sucesión primaria en derrames volcánicos. *Ciencias* 41:58-68.
- Chuvieco E. 1990. *Fundamentos de teledetección espacial*. Rialp. Madrid, España. 453 p.
- Colby J., 1991. Topographic normalization in rugged terrain. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 57(5):531-538.

- Connell, J.H. and R.O. Slatyer, 1977. Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- Chehbouni L.Q., A.R. Huete, Y.H Kerr et al. 1994. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Enviroment*. 48:119-126.
- Coleman, T.L., Guadapati, L., Derrington, J. 1990. Monitoring forest plantation using Landsat thematic mapper data. *Remote Sensing of Enviroment* 33(3):211-221.
- Cook, E. A. and L. R. Iverson, 1989. Estimating forest productivity with thematic mapper and biogeographical data. *Remote Sensing of Enviroment*. 28: 131-141.
- Ekstrand, S. 1994. Assessment of forest damage with Landsat TM: correction for varying forest stand characteristics. *Remote Sensing of Environment* 47(3): 291-302.
- EOSAT, 1992. Questions & answers about Lansat. Triptico, Mariland, USA. 6p.
- Fiorella M. and W.J. Ripple. 1993. Analysis of Conifer Forest Regeneration Using Landsat Thematic Mapper Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59(9):1383-1388.
- Franklin, S. E., 1986. Thematic mapper analiysis of coniferous forest structure and composition. *International Journal of Remote Sensing*, 7(19):1287-1301.
- Franklin, S.E., 1994. Discrimination of subalpine forest species and canopy density using digital CASI, SPOT PLA, and Landsat TM data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 60(10), 1233-1241.

- García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. Instituto de Geografía, UNAM, México. 2ªed, 246p.
- González Murgía, René y D.F. Lozano García. 1995. Modelos ecológicos de distribución de la cobertura vegetal. Memorias del VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota. Puerto Vallarta, Mex. p. 628-639.
- Granados S, D. y Tapia V., R, 1982. Clasificación y ordenación de las comunidades vegetales. Cuadernos U.R.U.Z.A. No 1. U. A. Chapingo, México. 69 p.
- Hall, F.G. et. al. 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. Ecology 72 (2): 628-640.
- Herwits, S.R. Peterson, D.L. y Eastman, J.R. 1992. Thematic mapper detection of changes in the area of closed canopy pine plantations in central Massachusetts Remote Sensing of Environment. 30(2): 129-140.
- Itten K. I. y Meyer P.A.D. 1993. Geometric and radiometric correction of TM data of mountainous forested areas. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 31 (4): 764-770.
- Jean-Francois M., I. Ramírez y J. López. 1995. Mejoramiento de clasificaciones espectrales por medio de un sistema de información geográfica: Comparación de dos casos de estudio. Memorias del VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota. Puerto Vallarta, Mex. p. 74-80.
- Jakubauskas M.E.; Lulla K.P. y Mausel P.W. 1990. Assessment of vegetation change in a fire-altered forest landscape. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 56(3): 371-377.

- Johnston C.A. and J. Bonde, 1989. Quantitative analysis of ecotones using a geographic information system. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55(11) 1643-1647.
- Katoh M. y Hokkaido A.. 1993. Application of satellite remote sensing and geographic information system to stand-level databases of Todomatsu plantations. *Journal of the Japanese Forestry Society*. 75 (2): 154-15.
- Koehler, K. J. And K. Larntz. 1980. An empirical investigation of goodness of fit statistics for sparse multinomial tables. *Journal of the American Statistical Association*. 75: 336-334.
- Li, X. and A.H. Strahler, 1985 Geometric optical modeling of a conifer forest canopy. *I.E.E.E. Transaction on geoscience and remote sensing*, GE-23:705-721.
- Márquez Linares, M. A. y S. González Elizondo. 1995. Análisis geomorforfológico y de la vegetación de la submicrocuenca del Tecolote, San Dimas Durango. Inedito, Informe Técnico. CIIDIR IPN U. Dgo. 22p. (por publicarse en Agrociencia, serie recursos naturales).
- Morrison F. Donald. 1976. *Multivariate statistical methods*. McGraw-Hill. N.Y. 415p.
- Mueller-Dombois D. and H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. N.Y. 547 p.
- Nilson, T. and U.Peterson, 1994. Age dependence of forest reflectance: analysis of main driving factors. *Remote Sensing of Environment*. 48: 319-331.

- Pons X. y Solé S.L. 1994. A simple radiometric correction to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 48: 191-204
- Rapaport, E.H. 1982. *Areography: Geographical strategies of species*. Oxfor : Pergamon Press.
- Rodríguez Acosta, M. 1993. Clasificación automatizada de superficies arboladas mediante imágenes de satélite Landsat TM. Tesis Profesional. DiCiFo, U. A, Chapingo, México. 99 p.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México. 432 p.
- Sader, S.A., R.B. Waide, W.T. Lawrence and A. T. Joyce, 1989. Tropical Forest Biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*. 28: 143-156.
- SAS Institute Inc. 1988. *SAS/STAT. User's guide*. Release 6.03 Edition, Cary, NC. 1028 p.
- Scott J.M., Csuti, B., Stoms, D.M. and Davis, F.W. 1991. Remote sensing for nongame wildlife habitat management. *Transactions of the 56th North American Wildlife and Natural Resource Conferences* 56, 134-140.
- Scott, J.M., F. Davis, et al. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, 57:1-41.
- Skidmore, A.K 1989. An expert system classifies Eucalypy forest types using Thematic Mapper data and digital terrain model. *Photogramm. Engineering. Remote Sensing*. 55(10):1449-1469.

- Sorani Valentino, R.; R. Alvarez y A. Cortéz, 1995. El Inventario Forestal Nacional de México: Resultados y productos derivados de la base de datos geográficos. Memorias del VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota. Puerto Vallarta, Mex. p. 554-564.
- Stenback J.M. y Congalton R.G. 1990. Using thematic mapped imagery to examine forest understory. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 56(9): 1285-1290.
- Stoms D.M. and J. E. Estes. 1994. A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *Remote Sensing of Environment* 14(10): 1839-1860.
- Straheler, A.H., Logan, T.L. and Woodcock, CE. 1979. Forest classification and inventory system using Landsat, digital terrain and ground sample data. in: *Proceeding of the 13th International Symposium on Remote Sensing of Environment*. Environmental Research Institute of Michigan, Vol. 3 pp 1541-1552.
- Warner, A.; Levandowski D.; Bell R. and Cetin H. 1994. Rule-based geobotanical classification of topographic, Aeromagnetic, and remotely sensed vegetation community data. *Remote Sensing of Environment*. 50: 41-51.
- Wittaker, R. H. 1975. *Communities and ecosystems*. MacMillan Pub. N.Y. 2ed 385 p.
- Whittaker, R.H. 1980. *Classification of plant communities*. Dr. W. Junk bv Pub. London 408 p.
- Woodcock C. E., J.B. Collins, S. Gopal et al. 1994. Mapping Forest Vegetation Using Landsat TM Imagery and Canopy Reflectance Model. *Remote Sensing of Environment* 50:240-254.

Wu, Y.C. and A.H. Strahler, 1994. Remote estimation of crown size, stand density, and biomass on the Oregon transect. *Ecological-Applications*, 4(2): 299-312.

ANEXO I

LISTADO DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS EN LA DEL TECOLOTE, DGO. (Márquez y González, 1995).

Estrato arbóreo:

<i>Pinus cooperi</i> C.E. Blanco	<i>Quercus sideroxyla</i> H. & B.
<i>P. durangensis</i> Martínez	<i>Q. coccolobifolia</i> Trel.
<i>P. teocote</i> Schl. & Cham.	<i>Q. mcvaughii</i> Spellenberg
<i>P. engelmannii</i> Carr.	<i>Q. hartwegii</i> Benth.
<i>P. ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schl.	<i>Q. crassifolia</i> H. & B.
<i>P. leiophylla</i> Schl. & Cham.	<i>Q. laeta</i> Liebm.
<i>P. lumholtzii</i> Rob. & Fern.	<i>Q. rugosa</i> Née
<i>Arbutus</i> sp.	<i>Q. urbanii</i> Trel.
<i>A. arizonica</i> (Gray) Sarg.	<i>Q. convallata</i> Trel.
<i>A. madrensis</i> S. González	<i>Juniperus deppeana</i> Steud.
<i>A. tessellata</i> Sorensen	<i>J. durangensis</i> Martínez
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.
<i>Cupressus lusitanica</i> Mall.	
<i>C. arizonica</i> Greene	

Sotobosque: *Arctostaphylos pungens* HBK., *Comarostaphylis polifolia* (HBK.) Zucc. ex Klotz., *Pernettya ciliata* (Schl. & Cham.) Small, *Hydrangea seemanii* Rile., *Lonicera pilosa* HBK., *Ceanothus buxifolius* Willd., *C. coeruleus* Lag., *Garrya laurifolia* Benth., *G. ovata* Benth., *Arbutus occidentalis* McVaugh & Rosatti., *Lonicera involucrata* (Richards) Banks., *Quercus striatula* Trel. *Buddleja* sp., *Agave* sp., *Vaccinium* spp. y *Rhamnus* sp.

Estrato herbáceo: *Helianthemum glomeratum* Lag., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Chimaphila umbellata* (L.) Barton, *Alchemilla procumbens* Rose, *Prunella vulgaris* L.,

Fragaria mexicana Schl., *Pellaea ternifolia* (Cav.) Link, *Aristida* spp., *Muhlenbergia* spp., *Asclepias* sp., *Castilleja* spp., *Lithospermum* sp., *Viola* sp., *Plantago* sp. *Astragalus* spp., *Tauschia* spp., *Lupinus* spp., *Erigeron* spp. y *Geranium* spp.

Epífitas: *Pleopeltis polylepis* (Roem.) Moore y *Tillandsia* spp.

Hemiparásitas: *Phoradendron villosum* Nutt. y *P. schumannii* Trel., *P. bolleanum* (Seem.) Eichler, sobre madroños y sobre *Juniperus*; *Arceuthobium vaginatum* (Willd.) Presl, sobre *Pinus cooperi* y *A. gillii* Hawk. & Wiens ssp. *gillii* sobre *P. teocote* y *P. leiophylla*.

ANEXO II

Número de sitios en que se presentó una especie (s) y área basal promedio por sitio (m²/ha) en que se presentan las especies en los grupos asociativos (%).

Asociación	SIDEROXYLA		TEOCOTE		COOPERI		LUMHOLTZI		GRUPO V	
Especie	S	AB	S	AB	S	AB	S	AB	S	AB
<i>Pinus cooperi</i>	5	0.45	2	0.73	7	22.16	1	0.04	2	0.53
<i>P. durangensis</i>	16	9.25	7	5.85	2	3.98	5	6.00	3	1.03
<i>P. teocote</i>	3	0.44	10	13.84	0	0	4	0.51	4	1.54
<i>P. leiophylla</i>	16	7.37	1	0.16	3	2.17	1	0.03	7	4.04
<i>P. lumholtzii</i>	0	0	1	0.26	0	0	5	8.29	6	2.23
<i>P. ayacahuite</i>	8	1.33	4	1.54	0	0	2	0.18	8	4.84
<i>P. engelmannii</i>	1	0.28	0	0	0	0	0	0	4	1.01
<i>Quercus laeta</i>	1	0.01	3	1.59	0	0	0	0	6	3.05
<i>Q. sideroxyla</i>	17	9.68	7	3.43	2	2.34	3	1.64	7	1.69
<i>Q. coccolobifolia</i>	2	0.06	5	0.98	0	0	3	1.40	7	1.08
<i>Q. mcvaughii</i>	0	0	1	0.05	0	0	0	0	0	0
<i>Q. hartwegii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.04
<i>Q. convallata</i>	0	0	0	0	1	0.03	0	0	0	0
<i>Arbutus madrensis</i>	4	0.57	4	0.74	2	0.09	1	0.03	5	0.50
<i>A. tessellate</i>	2	0.08	4	0.41	0	0	0	0	4	0.62
<i>A. arizonica</i>	1	0.11	2	0.17	1	0.31	1	0.03	2	0.19
<i>Juniperus deppeana</i>	6	0.81	2	0.16	4	1.77	0	0	2	0.21
<i>Prunus serotina</i>	0	0	1	0.38	1	0.01	0	0	0	0
No de sitios	17		10		7		5		13	

ANEXO III

GEOREFERENCIA DE LA IMAGEN LANDSAT TM

SOFTWARE: IDIRISIW.

OPCIONES DE ENTRADA:

INPUT FILE: TECOLCMP

OUTPUT FILE: TECOLCMG

FILE COR.: TECOLOTE

MIN X: 410000

MAX X: 434000

MIN Y: 2694000

MAX Y: 2715000

COL: 800

ROWS: 700

RESAMPLE TYPE: BILINEAR

MAPPING FUNTION: QUADRATIC

RESAMPLE: SUMMARY OF TRANSFORMATION

Computed polynomial surface : Quadratic (based on 9 control points)

Coefficient	X	Y
b0	3930378.96304779942	3677107.62412763003
b1	-0.1265206483638684	0.5293198478309240
b2	0.0997376094200257	0.2142007945482453
b3	-0.0000000218386846	0.0000000712385223
b4	0.0000000277571360	0.0000000502319637
b5	-0.0000001362712782	0.0000002143238725

Control points used in the transformation :

Old X	Old Y	New X	New Y	Residual
349.000000	-200.000000	424900.000000	2705650.000000	0.254973
300.000000	-373.000000	422800.000000	2700850.000000	0.233198
65.000000	-375.000000	416100.000000	2701875.000000	0.512965
439.000000	-281.000000	427125.000000	2702850.000000	0.187173
315.000000	-10.000000	424825.000000	2711040.000000	omitted
317.000000	-395.000000	423200.000000	2700100.000000	0.257652
95.000000	-42.000000	418550.000000	2711150.000000	0.134779
200.000000	-121.000000	421075.000000	2708550.000000	0.233296
400.000000	-50.000000	427050.000000	2709475.000000	0.080720
127.000000	-396.000000	417800.000000	2701000.000000	0.761568

Overall RMS = 0.338088

Note : RMS Error is expressed in input image units. With low RMS errors, be careful that an adequate sample exists (eg. 2-3 times the mathematical min).