



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO
FACULTAD DE CIENCIAS

PRIORIDADES DE CONSERVACION EN EL DISTRITO FEDERAL:
UN ENFOQUE PAISAJISTICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

BIOLOGA

PRESENTA:

Erika Daniela Melgarejo

Director de Tesis:

Dr. Luis Antonio Bojórquez Tapia



280436



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

MAT. MARGARITA ELVIRA CHÁVEZ CANO
Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

Prioridades de Conservación en el Distrito Federal: Un Enfoque Paisajístico

realizado por Melgarejo Erika Daniela

con número de cuenta 9139274-7 ,pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

Dr. Luis Antonio Bojórquez Tapia

Propietario

M. en C. Salvador Sánchez Colón

Propietario

M. en C. Irene Pisanty Baruch

Suplente

Biól. Eduardo Pérez García Eduardo A Pérez G.

Suplente

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

FACULTAD DE CIENCIAS
U. N. A. M.

Consejo Departamental de Biología

Edna M. Suárez D.

Dra. Edna María Suárez Díaz
Coordinadora



DEPARTAMENTO
DE BIOLOGÍA

*Todo el arte, toda la educación,
pueden ser solamente un suplemento para la naturaleza*
Aristóteles

A

ami y adi

Agradecimientos

Doy las gracias a Francisco y Guadalupe por haber juntado en algún momento sus vidas, y haber procreado a la autora de esta tesis. En especial, agradezco a Lupita por ser mi mejor amiga y mi soporte en los buenos y malos momentos, aun que a veces se tome en seno su papel de mamá. Gracias, Catita y Carmelita que se han encargado de consentirme, quererme y aguantar día a día mi excelente humor.

Rosy a través de los años ha intentado ser la mejor hermana y amiga, y lo mejor es que no se ha quedado en intento, lo sí rosca?, gracias. Sandra, mi segunda madre, gracias gorda por tus consejos y apoyo incondicional. Basta de mujeres, ahora van los más importantes, mis sobrinos Ary, Tania, Jimena y la chinita que ya viene. A ellos les doy una infinidad de gracias por darme grandes momentos de felicidad, risa y diversión, y por recordarme las cosas importantes de la vida: la imaginación, las canchuras y la naturaleza. A Beto, Carlos y Miguel gracias, gracias y gracias.

Gracias, a mis amigas (son mayoría) Luz María (por los años), Sylvia (por las verduras), Yvonne (por los apapachos), Georgina (por las lagrimas), Valena (por la familia) e Israel (por los cangrejos), a todos por su paciencia y cariño que me han brindado en estos años. Agradezco a la "Familia Bojórquez en el exilio", que son las personas con las que compartí estos dos últimos años de mi vida, viví maravillosos y amargos momentos, y aprendí a ser una chica responsable, gracias por su apoyo, críticas y resistencia. Como todas las familias agradezco a los gritones (George "de la selva"), alegres (Luli), dramáticos (Lilianushka), exagerados (Majose), despistados (Noemi), pacientes (Ro) y desesperados (Salo) y por supuesto al Supremo, jefe de esa maravillosa familia. A él le vendí mi alma, venta que me sirvió para enfrentarme a la realidad de la vida laboral y académica, y como si fuera poco él me ayudó a ampliar mis conocimientos y aprender a usar los gerundios, además de tenerme una paciencia infinita, a pesar de que fui y soy su peor pesadilla, gracias Doc.

Así como mi vida familiar esta llena de mujeres, mi vida académica y profesional está llena de hombres guapos e inteligentes. Gracias Dr. Bojórquez Tapia, Dr. Sánchez Colón y Dr. Baker por su apoyo incondicional en la realización de mi trabajo de tesis, por sus comentarios oportunos y siempre coherentes. Asimismo, doy las gracias por su tolerancia y apoyo de quienes tuvieron la difícil tarea de leer y corregir este escrito, mis sinodales (Irene, Lalo, Ricardo y Salvador).

Finalmente, no quisiera ponerme cursi, pero es un requerimiento en la tesis. Les doy las gracias a Daniela Lucari y Joaquín Sabina por sus canciones que me acompañaron en toda la redacción de mi tesis. Daniel, gracias por haber compartido conmigo especiales momentos, por dejarme ser tú mal y tú bien, por ser tú mi trapecio y mi red, por tú ven, y más aún por tú adiós.

INDICE GENERAL

<i>RESUMEN</i>	1
1 INTRODUCCION	2
2 MARCO TEORICO	4
2.1 Fragmentación del paisaje	4
2.1.1 Tamaño del parche	6
2.1.2 Forma del parche	7
2.1.3 Hábitat interior y hábitat de borde del parche	8
2.1.4 Complejidad del perímetro	8
2.1.5 Conectividad del paisaje	9
2.2 Sistemas de información geográfica	10
3 DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	13
3.1 Superficie y ubicación geográfica	13
3.2 Características físicas	13
3.3 Características biológicas	15
3.3.1 Vegetación	15
3.3.2 Fauna	16
4 MATERIALES Y METODOS	17
4.1 Base de datos	17
4.2 Fragmentación del paisaje	17
4.2.1 Clasificación numérica	17
4.2.2 Análisis de conectividad	21
5 RESULTADOS	23
5.1 Análisis de fragmentación	23
5.1.1 Bosque de encino	23
5.1.2 Bosque de oyamel	27
5.1.3 Bosque de pino	27
5.2 Análisis de conectividad	34
6 DISCUSION	38
7 CONCLUSIONES	42
8 LITERATURA CITADA	43
9 APENDICES	48
Apéndice 1 Programa para eliminar los parches espurios	48
Apéndice 2. Programa para calcular las medidas del paisaje y la dimensión fractal	49
Apéndice 3 Programa para calcular la atracción entre parches	50
Apéndice 4. Programa para calcular los árboles parsimoniosos y jerarquización de parches	51

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Equivalencia de categorías para las coberturas naturales del SC. _____	18
Tabla 2. Valores de dimensión fractal (D) para las tres coberturas del SC. _____	24
Tabla 3. Número de parches por grupo y tipo de cobertura natural. _____	24
Tabla 4. Superficie total por tipo de cobertura natural. _____	24
Tabla 5. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de encino en 1970. _____	25
Tabla 6. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de encino en 1997 _____	25
Tabla 7. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de oyamel en 1970. _____	28
Tabla 8. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de oyamel en 1997. _____	29
Tabla 9. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de pino en 1970. _____	31
Tabla 10. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de pino en 1997. _____	32

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Procesos espaciales de la transformación de la cobertura del suelo.	5
Figura 2 Estructura general y procesamiento de la información de un SIG	12
Figura 3 Ubicación geográfica del área de estudio	14
Figura 4 Proceso de depuración de los parches menores a 10 ha.	19
Figura 5 Vegetación y uso del suelo del SC sin parches espunos en 1970.	20
Figura 6 Vegetación y uso del suelo del SC sin parches espunos en 1997.	20
Figura 7. Grupos de parches de bosque de encino en 1970.	26
Figura 8. Grupos de parches de bosque de encino en 1997.	26
Figura 9. Grupos de parches de bosque de oyamel en 1970.	30
Figura 10 Grupos de parches de bosque de oyamel en 1997.	30
Figura 11 Grupos de parches de bosque de pino en 1970	33
Figura 12. Grupos de parches de bosque de pino en 1997.	33
Figura 13. Gráfica de la importancia relativa de los parches: bosque de encino.	35
Figura 14. Importancia relativa de parches y árbol parsimonioso: bosque de encino.	35
Figura 15. Gráfica de la importancia relativa de los parches: bosque de oyamel.	36
Figura 16. Importancia relativa de parches y árbol parsimonioso: bosque de oyamel	36
Figura 17. Gráfica de la importancia relativa de los parches: bosque de pino.	37
Figura 18. Importancia relativa de parches y árbol parsimonioso. bosque de pino.	37

RESUMEN

La expansión desordenada de zonas agrícolas, ganaderas y urbanas dentro de áreas naturales ha acelerado el proceso de fragmentación del paisaje, el cual se refleja en la creación de parches de vegetación rodeados de una matriz transformada artificialmente. La fragmentación afecta directamente a la biodiversidad de forma negativa, debido a que genera una disminución de la variabilidad genética y aumenta el riesgo de extinción de las especies sensibles. Asimismo, la carencia de cobertura vegetal, producto de la fragmentación, acelera la erosión del suelo y produce un desequilibrio en el ciclo hidrológico.

Con la finalidad de detectar áreas prioritarias para la conservación de la diversidad biológica, en este estudio se analizó el proceso de fragmentación del área denominada como Suelo de Conservación del Distrito Federal. Para ello, se realizó un análisis multitemporal de la cobertura del suelo y un análisis de conectividad entre parches, los cuales se realizaron dentro de un sistema de información geográfica.

A partir del número y tamaño de los parches, se infirió que la cobertura vegetal en 1997 presenta un grado de fragmentación extrema. Asimismo, con base en la dimensión fractal, fue posible establecer que la causa de la fragmentación en el bosque de encino es de origen antropogénico. Los resultados del análisis de conectividad permitieron ubicar los parches críticos para la conservación de la biodiversidad.

El análisis de fragmentación es una herramienta útil para seleccionar aquellas áreas que, por sus características paisajísticas (forma, tamaño y conectividad), garanticen el mantenimiento de la integridad de la biodiversidad y minimicen los efectos que causa la fragmentación. Este tipo de análisis permite plantear una estrategia eficiente para la protección de la diversidad biológica de una región.

I INTRODUCCION

La destrucción y la degradación de los hábitats tienen implicaciones directas sobre la permanencia de los recursos naturales y la conservación de la diversidad biológica. Específicamente, las actividades humanas (como la agricultura, la extracción forestal, la ganadería) son las causantes de dicho deterioro y de acelerar la fragmentación del paisaje (Momson *et al.* 1992, Forman 1998). La fragmentación es el proceso por el cual hay una pérdida de la continuidad del paisaje con la subsecuente creación de parches dentro de una matriz. La matriz es la extensión homogénea de un mismo tipo de cobertura del suelo que rodea a parches de distinta cobertura. Los parches paulatinamente se van aislando y son rodeados por una matriz transformada artificialmente (Hans 1984, Forman 1998).

Básicamente, el proceso de fragmentación del paisaje genera la pérdida y/o la reducción del hábitat de las especies y el aislamiento entre parches contenido en ese tipo de hábitat. Por consiguiente, se incrementa el riesgo de extinción de las especies, decrece la variabilidad genética de las poblaciones, se altera el ciclo hidrológico y aumenta la erosión del suelo (Lord y Norton 1990, Saunders *et al.* 1991, Caughley y Gunn 1996, With 1997). Estas alteraciones dependen del grado de fragmentación del paisaje y de la escala de estudio.

El proceso de fragmentación se analiza con base en el proceso de creación y evolución de los parches. En general, este proceso se cuantifica con mediciones del tamaño, la forma, el hábitat interior, el hábitat de borde, la complejidad del perímetro y la conectividad de los parches. Estas mediciones se emplean para detectar las áreas con riesgo de desaparecer o que son críticas para la conservación (Keitt *et al.* 1997, Forman 1998).

Por un parte, la disminución del tamaño de los parches y del hábitat interior provoca la reducción de la diversidad biológica. Sin embargo, el aumento en el tamaño del hábitat de borde promueve el incremento de especies de borde (Forman y Godron 1986, Lord y Norton 1990, Andrén 1994). Respecto a la forma de los parches, ésta determina los flujos de energía dentro del paisaje, mientras que la complejidad del perímetro de los parches permite inferir las causas de la fragmentación (Diamond 1975, Game 1980, Forman 1998, Krummel *et al.* 1987, Díaz 1996). Por último, la conectividad está involucrada con los procesos de colonización entre parches (Forman 1998, Lord y Norton 1990, Tiebout y Anderson 1997).

El Suelo de Conservación (SC) del Distrito Federal se estableció con el propósito de proteger los recursos naturales que se localizan en el macizo montañoso de la capital del país. El SC se considera como región prioritaria para la conservación de la diversidad biológica, el control de la erosión hídrica y eólica, y el mantenimiento del ciclo hidrológico de la Cuenca de México (Anónimo 1999). Sin embargo, el crecimiento urbano desordenado y la deforestación han fragmentado la cobertura natural del SC, lo que ha ocasionado la extinción de especies de flora y fauna, y la disminución de la recarga del acuífero de la Cuenca de México (Anónimo 1999, Bojórquez-Tapia *et al.* 2000). Por lo tanto, se requiere de estrategias que minimicen los efectos de la fragmentación.

El objetivo de este proyecto fue analizar el proceso de fragmentación de la cobertura vegetal del SC, con la finalidad de detectar áreas prioritarias para la conservación de la diversidad biológica. El estudio del proceso de fragmentación del SC consistió del análisis multitemporal de la cobertura del suelo y del análisis de conectividad. Para ello se usaron mapas de vegetación y uso del suelo de 1970 y 1997, que se integraron al sistema de información geográfica.

El primer análisis consistió en obtener las mediciones cuantitativas de los parches de cobertura natural de ambas fechas, con el programa Raster Landscape Ecology (Baker y Cai 1992). Con los datos de las mediciones se procedió a realizar comparaciones de los parches para las dos fechas. Así, se identificaron los parches de vegetación que fueron afectados por el proceso de fragmentación. La conectividad se examinó a partir de árboles parsimoniosos (Carré 1979) y procedimientos de tipo "jack knife" de acuerdo a Keitt *et al.* (1997).

Los resultados del análisis de fragmentación permiten establecer un esquema de conservación para el SC, con base en los cambios estructurales del paisaje y la selección de parches críticos para la conservación. Así, el presente trabajo contribuye a la elaboración de estrategias de protección de la diversidad biológica y que minimicen los efectos de la fragmentación del paisaje.

2 MARCO TEORICO

2.1 Fragmentación del paisaje

La fragmentación del paisaje se define como la división de hábitats grandes en parches que eventualmente se van separando entre sí. El paisaje es un área heterogénea constituida por dos elementos: la matriz y los parches (Forman 1998). El proceso de fragmentación involucra ambos elementos del paisaje. La matriz es toda aquella extensión y conexión de un mismo tipo de hábitat que rodea a los parches. Así, los parches son áreas diferentes en apariencia de sus alrededores y están embebidos en la matriz (Harris 1984, Saunders *et al.* 1991, Morrison *et al.* 1992, Meffe y Carroll 1997, Forman 1998).

No obstante, distinguir la matriz de los parches no siempre es sencillo y, por esta razón, se utilizan tres criterios para diferenciarla. El primero de ellos es el área, que implica que la matriz es el elemento más extenso. El segundo criterio es la conectividad, en la cual se calculan todas aquellas posibles conexiones que se puedan presentar entre los elementos del paisaje, y la matriz es la que presenta el mayor número de conexiones. El tercer criterio es el control sobre la dinámica del paisaje, que se refiere al elemento que domina en el paisaje (Forman y Godron 1986, Forman 1998). Por ejemplo, en un paisaje pueden incrementarse las zonas de agricultura y ocupar áreas que antes presentaban coberturas vegetales. Esto provoca que la agricultura ejerza presión sobre las áreas naturales y controle la dinámica en ese paisaje. Por lo tanto, la agricultura se considera como el elemento dominante o matriz y las coberturas vegetales como parches.

La primera transformación que involucra la fragmentación es la creación de parches dentro de un área homogénea o la subdivisión de ésta. El resultado es un incremento en la heterogeneidad del paisaje con la formación de los primeros parches de un área continua. Estos cambios son seguidos por la separación de parches grandes en pequeños que con el tiempo van disminuyendo su tamaño hasta que desaparecen (Figura 1, Forman 1998). La serie de transformaciones de la estructura del paisaje es el resultado de procesos naturales (ríos, derrumbes) y de actividades humanas (extracción forestal, agricultura). Principalmente, es la actividad humana la que acelera el proceso de fragmentación dando como resultado una matriz transformada artificialmente que envuelve parches de vegetación natural. Estos parches son altamente presionados por la matriz, lo que provoca que disminuyan su tamaño y se alteren las condiciones de su hábitat interior y hábitat de borde (Noss 1987, Urban *et al.* 1987, Lord y Norton 1990, Morrison *et al.* 1992, Andrés 1994).

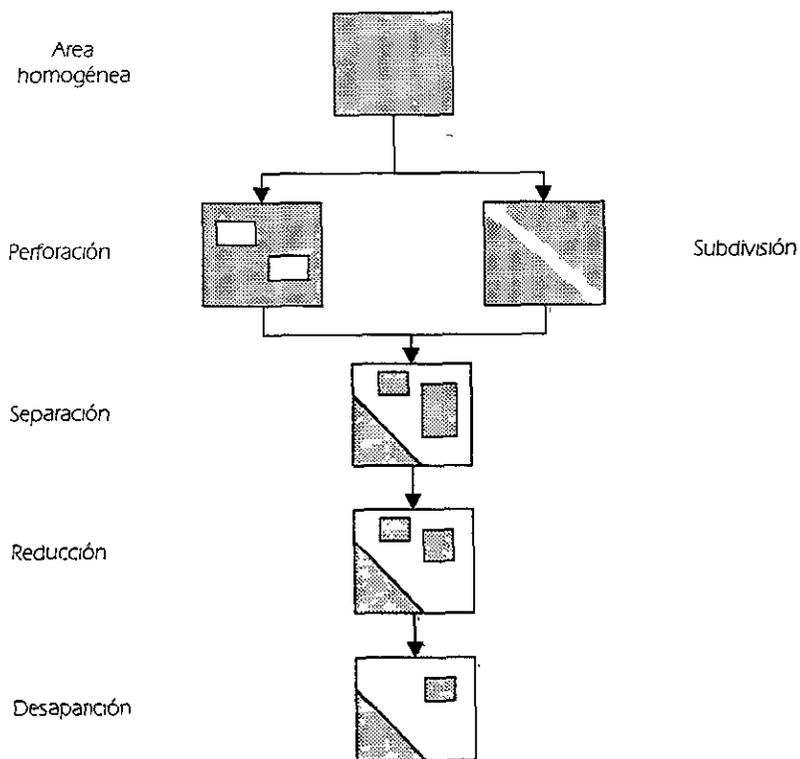


Figura 1. Procesos espaciales de la transformación de la cobertura del suelo.

Asimismo, la pérdida de las conexiones entre parches interrumpe los movimientos de poblaciones, básicamente, de animales. Debido al aislamiento de parches la variabilidad genética de las poblaciones disminuye y aumenta el riesgo de extinción. No obstante, hay poblaciones de especies de borde, en específico predadores, que aumentan su número de individuos como respuesta al proceso de fragmentación (Andrén 1994, Caughley y Gunn 1996, Forman 1998).

El proceso de fragmentación se estudia con base en el tamaño de los parches y la pérdida de continuidad del paisaje. Para este trabajo se cuantifican las siguientes variables: el tamaño y la forma de los parches, el hábitat interior y el hábitat de borde de los parches, la complejidad del perímetro de parches y la conectividad de parches.

2.1.1 *Tamaño del parche*

Las implicaciones ecológicas del tamaño y el número de especies en los parches tienen sus bases en la teoría de biogeografía de islas propuesta por MacArthur y Wilson en 1967 (Simberloff y Abele 1976). En dicha teoría, el número de especies depende del tamaño de la isla y representa el balance entre la tasa de colonización y la tasa de extinción. En un paisaje en proceso de fragmentación, los parches pueden ser análogos a las islas. Así, los parches grandes contienen mayor riqueza de especies que los parches pequeños, debido a que los parches grandes tienen más recursos, heterogeneidad y la capacidad de mantener más especies. De tal manera, la extinción es alta en los parches pequeños en comparación con los grandes. No obstante, los parches pequeños pueden servir como conectores entre parches grandes, ya que disminuyen el aislamiento entre éstos, favorecen la dispersión y la recolonización de especies después de extinciones locales (Diamond 1975, Margules *et al.* 1982, Glenn y Nudds 1989, Andrén 1994, Forman 1998).

No siempre es posible comparar los parches con las islas, por lo que la teoría de biogeografía no es del todo aplicable en un paisaje terrestre. En la ecología del paisaje los parches están rodeados por una matriz lo que les permite mantener una dinámica en el paisaje. En cambio, las islas están completamente aisladas por mar (Caughley y Gunn 1996). Asimismo, los parches grandes pueden ser fuente de especies, pero no significa que las especies estén sólo en ese parche. Esto es, en esta teoría no se contempla que las especies requieran de más de un tipo de hábitat, por lo que se asume que las especies de la isla sean especialistas (Andrén 1994). En general, los parches de mayor tamaño superan en ventajas a los parches pequeños. No obstante, en la realidad se tienen más parches pequeños, debido a que los parches grandes tienden a fragmentarse en parches pequeños (Diamond 1975, Glenn y Nudds 1989, Forman 1998).

2.1.2 Forma del parche

La forma de los parches es de utilidad para cuantificar el cambio en paisajes con proceso de fragmentación, ya que las formas de los parches se asocian a distintos usos del suelo como bosque, asentamientos humanos, agricultura y ganadería. Así, con base en la forma es posible detectar los parches que han cambiado de un tipo de uso a otro o los parches que tienen probabilidades de desaparecer o permanecer en el paisaje. Además, la forma de los parches puede o no favorecer los movimientos de las especies entre parches (Diamond 1975, Game 1980, Forman y Godron 1986, Krummel *et al* 1987).

En general, en el paisaje las formas de los parches se reúnen en tres grupos. las formas circulares, las elongadas y las de límites rectos (cuadrados y rectángulos). Para distinguir estas formas en la naturaleza se utiliza la fórmula de perímetro sobre área corregido

$$S = \frac{P}{2\sqrt{a\pi}}$$

donde: S = perímetro sobre área corregido, p = perímetro; a = área.

Las formas con tendencia circular son poco comunes en el paisaje, se pueden asociar a parches con coberturas naturales o parches generados por actividades humanas. Los parches circulares de cobertura natural tienden a proteger los recursos y las especies del interior alejándolos de la actividad humana, debido a su relación perímetro-área (Diamond 1975, Forman 1998).

Por su parte, los parches que se agrupan dentro de la tendencia elongada presentan límites complejos que asemejan bahías, se asocian con coberturas de vegetación natural o de escasa actividad humana. Asimismo, los parches elongados favorecen la interacción con la matriz y funcionan como corredores para las especies. No obstante, éstos parches presentan altas probabilidades de fragmentarse en sus partes angostas, lo que los hace vulnerables a cualquier tipo de alteración (Krummel *et al*. 1987, O'Neill *et al*. 1988)

Finalmente, los parches de límites rectos se asocian a actividades humanas como la ganadería, la agricultura, la tala y los asentamientos humanos. Sin embargo, pueden encontrarse parches que en alguno de sus lados presenten un límite recto y el resto sea complejo, los cuales se interpretan como parches de cobertura natural con intervención humana (Krummel *et al*. 1987, Forman 1998). Cabe señalar que la escala es un factor importante para determinar el origen de los parches.

2.1.3 *Hábitat interior y hábitat de borde del parche*

La fragmentación del hábitat ocasionada de manera natural o por intervención humana altera el hábitat interior y el hábitat de borde de los parches. El resultado es la reducción o desaparición del hábitat interior y el incremento del hábitat de borde, con la subsecuente desaparición de las especies que dependen de las condiciones ambientales específicas del hábitat interior. Por esta razón, incluir dichas mediciones en un análisis del proceso de fragmentación sirve para determinar los hábitats que están en peligro de desaparecer y las especies que se afectarían (Lord y Norton 1990, Saunders *et al.* 1991, Andrén 1994).

Con base en las características del hábitat interior y del hábitat de borde, éstos presentan distinta importancia desde el punto de vista de conservación. El hábitat interior es la porción del parche que se encuentra libre de los efectos del borde con características bióticas y abióticas únicas (Díaz 1996). Por lo tanto, protege a las especies especialistas que son susceptibles a cualquier alteración de su entorno (Andrén 1994, Forman 1998).

En contraste, el hábitat de borde se define como la zona de transición o ecotono entre dos parches de distinta cobertura o entre la matriz y el parche (Díaz 1996). Las especies que habitan esta zona toleran disturbios continuos y contrastan con las diferentes condiciones bióticas y abióticas de los lados opuestos del borde. Por las características del hábitat de borde, éste es un excelente lugar para especies migratorias y multihábitat, las cuales requieren para sobrevivir de dos o más tipos de hábitats distintos (Andrén 1994, Forman 1998).

Finalmente, el tamaño y la forma de los parches se relacionan con el hábitat interior y el hábitat de borde. Esto es, los parches grandes contienen más hábitat interior y especies dentro de éste que los parches pequeños. Asimismo, los parches elongados y complejos con bastantes curvas tienen menos hábitat interior, que los parches circulares con la misma área (Forman 1998).

2.1.4 *Complejidad del perímetro*

La complejidad del perímetro de los parches y la dinámica del paisaje se estudia con la dimensión fractal. La dimensión fractal se define como el valor fraccionario que relaciona la similitud y la repetitividad de un objeto permitiendo conocer su complejidad (Turcotte 1997). Sin embargo, esta definición se aplica a fractales matemáticos, ya que son los únicos objetos complejos que son similares a cualquier escala y son capaces de replicarse.

En la naturaleza se utilizan los pseudofractales con una dimensión fractal estadística, la cual cuantifica los límites de formas complicadas como montañas, franjas costeras, árboles y otros objetos que, por su complejidad, no pueden describirse con la geometría euclidiana (Mandelbrot 1983, O'Neill *et al.* 1988, Meffe y Carroll 1997). Además, a nivel paisajístico permite relacionar los procesos que pueden afectar o generar patrones de complejidad (Krummel *et al.* 1987, Milne 1988). La dimensión fractal estadística (D) se calcula con la fórmula propuesta por Mandelbrot (1983) y modificada por Krummel *et al.* (1987):

$$D = \frac{\log p}{\log r}$$

donde: D = dimensión fractal, p = perímetro; r = área del parche.

La D se ha usado para analizar los diferentes fenómenos espaciales como los movimientos y distribuciones de especies o poblaciones, determinar la conectividad en paisajes heterogéneos, y generar modelos predictivos de la estructura y la dinámica del paisaje (Morse *et al.* 1985, Milne *et al.* 1992, Palmer 1992, Milne 1998). En un análisis de fragmentación la D se utiliza para comparar los cambios que ha tenido la cobertura del suelo a lo largo de un período, a partir de la cuantificación de la complejidad de las formas de los parches (Krummel *et al.* 1987).

Por ejemplo, en un área con reportes de parches para dos fechas distintas se puede cuantificar la complejidad de los límites de los parches, y obtener un valor de la D para cada fecha que, al compararlos, permiten detectar que tipo de cobertura vegetal se está fragmentado por causa de las actividades humanas. Esto es, el valor alto significa que en esa fecha se tienen parches con límites complejos, que se asocian con parches de cobertura natural, mientras que el valor bajo de la D corresponde a parches generados de manera artificial o por actividades humanas, donde los parches son polígonos formados por líneas rectas (Krummel *et al.* 1987, O'Neill *et al.* 1988).

2.1.5 Conectividad del paisaje

La conectividad en el paisaje es el grado en el cual el paisaje facilita el movimiento de las especies entre parches. Esta es necesaria para mantener el flujo de especies y evitar la pérdida de la variabilidad genética (Simberloff y Abele 1976, Taylor *et al.* 1993). En el proceso de fragmentación, las conexiones del paisaje se interrumpen por la reducción del tamaño de los parches y su aislamiento. Por lo tanto, se pierden las interacciones entre las poblaciones y se incrementa el riesgo de extinción (With y Crist 1995).

Con las conexiones que ocurren entre los parches de vegetación se establecen rutas de movimientos de los individuos o las especies. Los parches de hábitats similares y cercanos entre sí sirven como puentes entre parches grandes (Diamond 1975). En paisajes fragmentados es necesario detectar los parches que son importantes para mantener la conectividad del paisaje y minimizar el efecto del aislamiento (Gardner *et al.* 1987, Gustafson y Parker 1992). Para detectar estos parches se utiliza el análisis de conectividad acoplado a modelos de redes. Dicho análisis consiste en calcular las posibles conexiones entre los parches del mismo hábitat. Las conexiones se establecen con base en los criterios de distancia mínima y atracción de masas. El primero es la mínima distancia necesaria para mantener conectado a un conjunto de parches con sólo una conexión por parche (Kotlar y Wiens 1990, Tiebout y Anderson 1997).

El criterio de atracción se basa en la Ley de Atracción Gravitacional de Newton. El modelo de atracción indica que el flujo de especies depende de dos elementos, las distancias y del tamaño de los parches, por lo que no hay un límite en la cantidad de conexiones que pueda establecer un parche con otros. En dicho modelo, ambos elementos determinan la importancia que pueda adquirir un parche, ya que la conjunción de éstos es lo que proporciona la fuerza de atracción (Tiebout y Anderson 1997, Forman 1998).

El modelo de redes, como el árbol parsimonioso es un gráfico (con vértices y nodos) que establece las posibles rutas de flujos de especies. De manera análoga, los nodos son parches, mientras que los vértices son las distancias mínimas o las atracciones. Las bases para construir un árbol parsimonioso es buscar los valores mínimos de los vértices para poder construir la ruta con las mínimas distancias o máximas atracciones (Carré 1979, Thulasiraman y Swamy 1992, Hein 1995, Keitt *et al.* 1997).

2.2 Sistemas de información geográfica

Los sistemas de información geográfica (SIG) son un conjunto de programas de cómputo en los que se compila, almacena, manipula y analiza la información geográfica de una región (Cocks y Baird 1991, Figura 2). La colecta de datos en un SIG consiste en la recopilación de la información espacial y la transformación a formato digital. En la compilación se utiliza: (1) Digitalización: se realiza en una tableta digitalizadora que al tener contacto con el cursor manda una señal eléctrica que se codifica y almacena en un archivo con coordenadas. (2) Escaneado: utiliza el "scanner" que se desliza sobre un mapa para generar una imagen digital. (3) Imágenes de satélite: se obtienen registros de la superficie de la tierra almacenados en formato digital (Congalton y Green 1992).

El almacenamiento de los datos se realiza en los formatos raster o vectorial que se adaptan a un sistema de coordenadas (x,y, latitud-longitud, UTM). La unidad del formato raster es la celda o pixel, cuyo tamaño se determina por la resolución espacial (menor tamaño mayor resolución). Este formato requiere de grandes cantidades de espacio para almacenamiento, pero es de fácil manipulación (Azua y Ramírez 1994). Por su parte, el formato vectorial representa los datos espaciales como líneas o polígonos con atributos relacionados. La estructura de este formato se basa en puntos con coordenadas que requieren menos espacio de almacenamiento que el raster. La digitalización de la cartografía genera mapas vectoriales, cuya conversión al formato raster requiere de un proceso cuidadoso de edición (Congalton y Green 1992).

La manipulación y análisis de datos incluyen operaciones realizadas con comandos y reglas definidas por el usuario (Congalton y Green 1992). Los mapas se clasifican según la variable que utilicen, discretas (nominales) o continuas (rangos). Los mapas son, nominales (relación de un número con un nombre), binarios (presencia/ausencia), intervalo (sin valor de cero verdadero) y razón (con valor de cero verdadero). Mediante la manipulación y análisis de datos se generan capas de información por sobreposición y/o álgebra de mapas. Las reglas de sobreposición se establecen en función del tipo de mapa y de la operación a realizar. La salida de los datos se da con despliegue de las capas en pantalla, tablas o gráficas y mapas impresos (Azua y Ramírez 1994).

La principal ventaja del SIG es la cantidad de información que se maneja y la eficiencia con que se manipulan los datos. Esto aunado a la estadística permite generar y aplicar diferentes tipos de análisis espaciales. Ejemplos de estos análisis son: análisis espectrales, análisis de kriging, análisis de distribución de especies, análisis de fragmentación (Baker y Cai 1992, Congalton y Green 1992, With 1997, Forman 1998). Al respecto, GRASS (*Geographic Analysis Support System*) es un SIG que permite realizar estos análisis, ya que cuenta con 300 programas para procesar imágenes, digitalizar, producir y analizar capas raster o vectorial. Además, éste corre bajo el sistema operativo UNIX, que permite generar programas que junto con los de GRASS logran que este sistema aumente la capacidad de análisis (Baker y Cai 1992, USA-CERL 1991).

Por otra parte, la ecología del paisaje utiliza como herramienta básica el SIG para analizar la estructura y la dinámica del paisaje. A la fecha se cuenta con los siguientes programas para analizar el paisaje: SPAN (*Spatial Analysis Program*, Turner 1990), FRAGSTATS y r.le (*Raster Landscape Ecology*, Baker y Cai 1992). Los dos últimos están integrados en un SIG e incluyen medidas del paisaje para analizar capas en formato raster. Sin embargo, el r.le analiza áreas de forma irregular y genera mapas para otros análisis dentro de GRASS (Baker y Cai 1992)

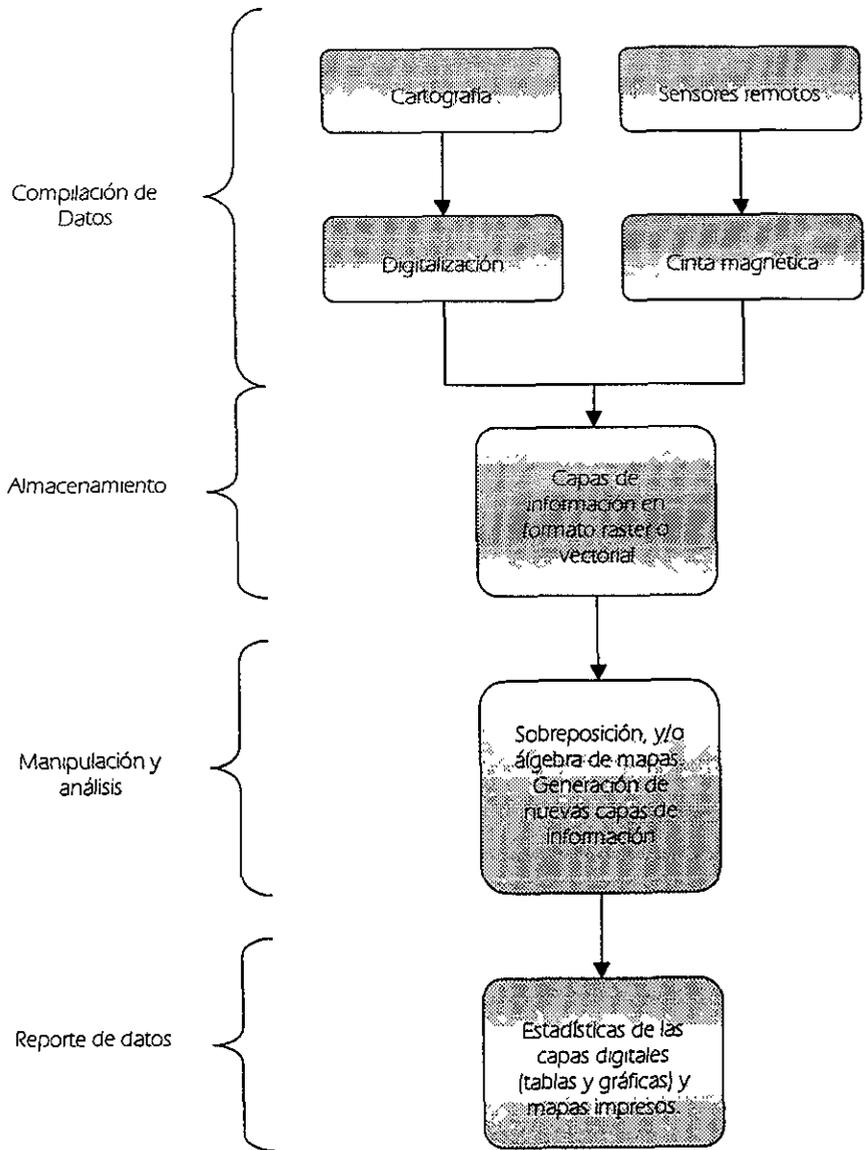


Figura 2. Estructura general y procesamiento de la información de un SIG

3 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Superficie y ubicación geográfica

El Suelo de Conservación (SC) se extiende en aproximadamente 88,800 ha, principalmente en la región sur-surponiente del Distrito Federal. El SC está compuesto de dos polígonos separados por la ciudad (Figura 1). El primer polígono se localiza al sur-surponiente del D.F. (entre las coordenadas 19°02'48", 19°22'40" latitud norte, y 99°22'14", 98°57'09" longitud oeste), que delimita al sur con el Estado de Morelos y al oeste con el Estado de México. El segundo polígono, La Sierra de Guadalupe se localiza al norte de la Ciudad de México (entre las coordenadas 19°29'10", 19°35'34" latitud norte, y 99°05'30", 99°10'00" longitud oeste).

El 7% del Suelo de Conservación del D.F. corresponde a áreas naturales protegidas (ANPs), las cuales se encuentran bajo la jurisdicción de la Comisión de los Recursos Naturales del D.F. Las ANPs son las siguientes: Parque Ecológico de la Ciudad de México, la Sierra Santa Catalina, la Sierra de Guadalupe, los Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, El Cerro de la Estrella, El Tepeyac, Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla, el Desierto de los Leones, las Cumbres del Ajusco y los Bosques de la Cañada de Contreras (Anónimo 1999, Anónimo 1997).

3.2 Características físicas

La mayor proporción (93%) del SC se ubica en las serranías que delimitan al Distrito Federal: hacia el sur, la Sierra Chichinautzin y la Sierra del Ajusco; hacia el suroeste, la Sierra de las Cruces; hacia el oriente la Sierra Santa Catalina; y hacia el norte, la Sierra de Guadalupe. La altitud del SC varía de 2,200 a 4,000 msnm, casi la mitad de éste (48%) se ubica por arriba de los 3,000 msnm (Anónimo 1997, 1999).

El SC forma parte del Eje Neovolcánico Transversal y equivale al 11% de la Cuenca del Valle de México. El SC está rodeada por sierras volcánicas y llanuras aluviales, donde destaca el basalto, la roca ígnea extrusiva intermedia, básica y toba, andesita y arenisca (Vázquez-Sánchez y Jaimes-Palomera 1989). El patrón general del clima del SC es de tipo templado (de 12° a 18° C) subhúmedo con lluvias en verano que varían entre los 700 y 1,400 mm (C(w2)(w)b(i)'); García 1988). La precipitación determina que cerca de la mitad del SC genere escurrimientos o infiltraciones al subsuelo, debido al gradiente de precipitación de dirección noreste-suroeste (García 1988, Anónimo 1999).

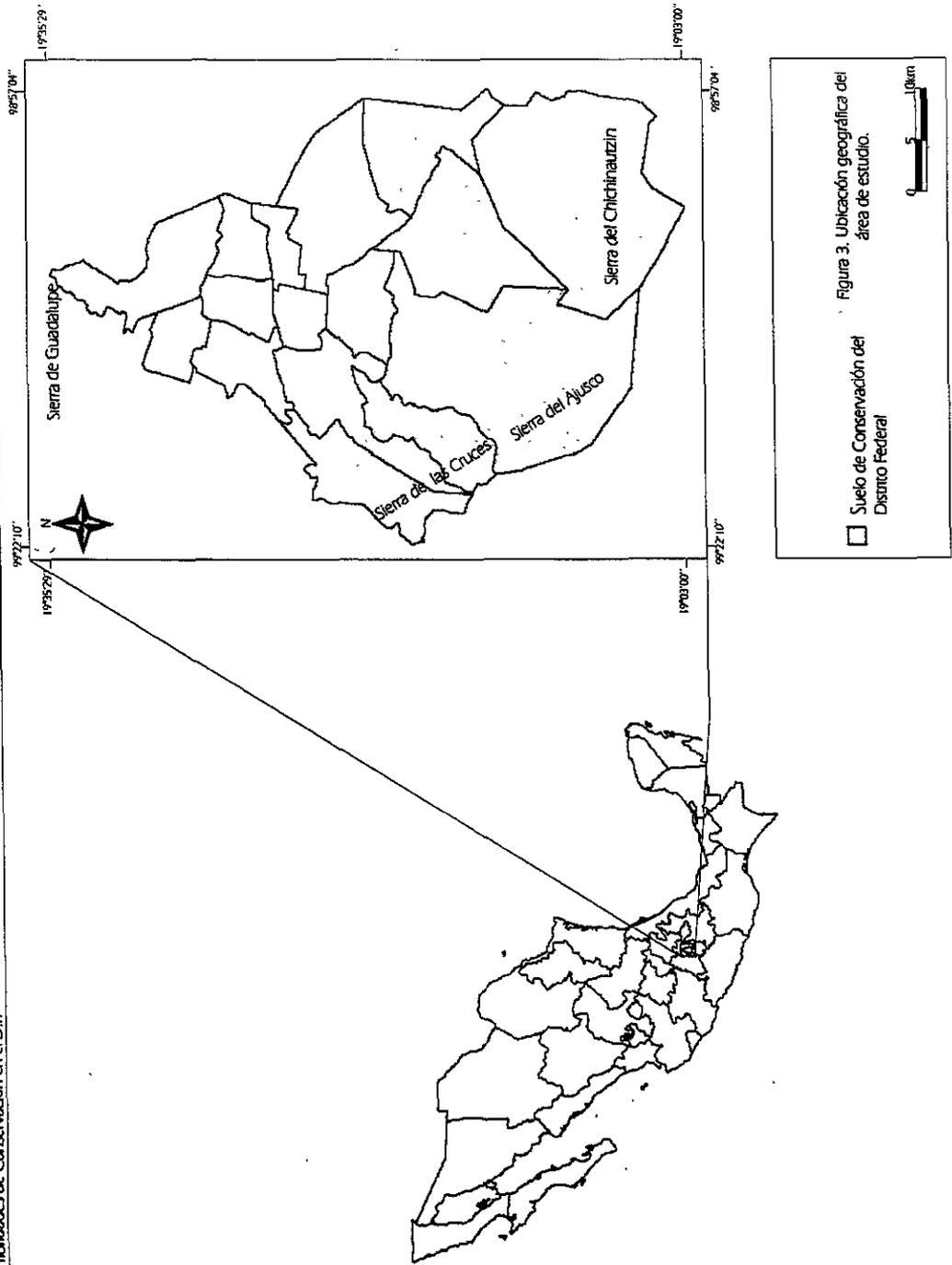


Figura 3. Ubicación geográfica del área de estudio.

3.3 Características biológicas

El SC es una región extremadamente importante para la conservación de la fauna de vertebrados de México, en general, y del Eje Neovolcánico Transversal y del Distrito Federal, en particular. Esto se aprecia en la concentración de especies endémicas, sobre todo, en las porciones sur y surponiente del SC. La importancia del SC para la diversidad biológica se manifiesta, incluso, por el hecho de que el Parque Nacional El Ajusco es una de las cuatro reservas más importantes para la protección de los mamíferos del país (Aranda *et al.* 1980, Anónimo 1999). En el SC se presentan cinco tipos de vegetación, los cuales se describen a continuación:

3.3.1 Vegetación

El bosque de encino se caracteriza por la dominancia de especies de *Quercus* spp. A menudo, este tipo de vegetación está formado por masas puras de *Q. rugosa*. El bosque de encino ocupa una zona delimitada por las cotas altitudinales de 2,300 y 3,000 msnm, con lluvias de 700 mm a 1,200 mm (Ezcurra 1995, Anónimo 1999). Las especies características del bosque de encino son *Quercus crassipes*, *Q. rugosa* y *Q. mexicana*, encontrándose también algunos individuos de *Q. laurina*. Las especies dominantes del estrato arbustivo son *Eupatorium* spp. y *Solanum* spp. En el estrato herbáceo dominan *Dahlia coccinea* y *Senecio platanifolius* (Ezcurra 1995, Anónimo 1999).

Por su parte, el bosque de oyamel se encuentra en áreas de suelo profundo, de clima templado-húmedo y entre los 2,500 y 3,200 msnm. En las partes superiores de su distribución, el oyamel (*Abies religiosa*) tiende a formar masas puras, mientras en las partes inferiores es codominante con pinos y encinos (Rzedowski 1978, Benítez 1986, Anónimo 1999). Básicamente, en la Sierra del Ajusco se presentan asociaciones de *Abies religiosa* con *Alnus firmifolia*, *Pinus montezumae*, *Quercus laurina* y *Cupressus lindleyi* (Benítez 1986, Ezcurra 1995).

Respecto a los bosques de pino y pino-encino se distribuyen por debajo de los 2,800 msnm, en suelos húmedos y bien drenados. Este tipo de vegetación comprende un gradiente de masas forestales, desde las casi puras de pinos hasta las casi exclusivas de encinos. Las principales especies de pinos son *Pinus montezumae*, *P. teocote* y *P. patula*, mientras que las especies más comunes de encinos son *Q. laurina* y *Q. rugosa*. No obstante, en altitudes mayores a 3,500 msnm se encuentran masas de *P. hartwegii*, ya que esta especie resiste condiciones de baja humedad y temperatura prevalecientes en esos sitios (Rzedowski 1978, Benítez 1986, Anónimo 1999).

El matorral xerófilo es característico de las condiciones de "malpais" del sur del Valle de México y se extiende hasta los 2,500 msnm. El substrato es rocoso y la estructura del matorral es abierta y heterogénea. Este tipo de vegetación presenta los siguientes estratos: (1) Estrato arbustivo caracterizado por las especies *Buddleia parviflora* y *Senecio praecox*; (2) Estrato herbáceo donde se presentan especies como *Salvia mexicana*, *Castilleja* spp., *Opuntia* spp., *Agave* spp., *Wigandia urens* y *Sedum* spp.; (3) En el estrato inferior se presentan musgos y helechos (Benítez 1986, Ezcurra 1995, Anónimo 1999). Por último, los pastizales inducidos son característicos de zonas deforestadas de climas fríos y secos, de estrato herbáceo. Las especies dominantes son *Muhlenbergia macroura*, *Festuca amplissima*, *Agrostis bourgaei* y *Brommus exaltatus* (Rzedowski 1978, Benítez 1986).

3.3.2 Fauna

La diversidad de vertebrados terrestres en el SC incluye 23 órdenes, 60 familias y 273 especies. La riqueza específica representa el 11% del total nacional. La clase aves es la más numerosa en el SC (18% del total nacional), seguida por mamíferos (12%), reptiles y anfibios (3%). En la porción que corresponde al SC se han registrado 53 especies de vertebrados endémicos del país, siendo la clase reptiles la que presenta el mayor número de especies, seguida por aves, mamíferos y anfibios. La proporción de endemismos en el SC es alta para los casos de reptiles y anfibios (CONABIO 1998).

En el SC se encuentran dos especies de géneros endémicos: el conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi*) y el gorrion de Bailey (*Xenospiza baileyi*). Las especies exclusivas son la víbora de cascabel del Ajusco (*Crotalus transversus*), una salamandra (*Pseudoeurycea altamontana*) y dos lagartijas (*Sceloporus anahuacus* y *S. spinosus*). Estas especies exclusivas están en peligro de extinción por la transformación de la cubierta natural y la destrucción de los hábitats. Por otra parte, se han descubierto cuando menos tres nuevas especies en la zona de estudio: dos especies de lagartijas y una ave del género *Grallana* (Aranda *et al.* 1980, Flores-Villela y Geréz 1988, Anónimo 1999).

Las especies en riesgo son: aves (14 especies), mamíferos (7 especies), reptiles (3 especies) y anfibios (7 especies). En general, las especies en riesgo enfrentan problemas severos de destrucción de su hábitat y, en menor escala, cacería y efectos por la contaminación (Anónimo 1998). Por último, sólo en el bosque de encino habitan el mayor número de especies (43 especies de vertebrados), el bosque de pino contiene 12 especies, y bosque de oyamel 4 especies. Sin embargo, en la cobertura de encino con pino, con oyamel o las tres hay 143 especies, en la combinación de pino y oyamel hay 2 especies, mientras que las 69 especies restantes pueden habitar estas tres coberturas o zonas de pastizal y matorral (Anónimo 1999, Ceballos 1999 comunicación personal).

4 MATERIALES Y METODOS

4.1 Base de datos

Para el análisis espacial se emplearon dos capas de vegetación y uso del suelo del SC de fechas 1970 y 1997. La capa de 1970 se digitalizó de la carta temática del INEGI, mientras la capa de 1997 se obtuvo como producto de la fotointerpretación. Ambas capas se transformaron al formato raster con un tamaño de pixel de 1 ha. El SIG que se utilizó fue Geographic Resource Analysis Support System, GRASS versión 4.2 (USA-CERL 1998)

Las categorías de ambas capas se agruparon para hacerlas compatibles y así generar un total de ocho categorías (Tabla 1). Posteriormente, los parches menores a 10 ha se consideraron como espunos, por lo que se eliminaron (Apéndice 1; Figuras 4-6)

4.2 Fragmentación del paisaje

El primer paso del análisis de fragmentación fue generar mapas binarios por tipo de vegetación natural (bosque de encino, bosque de oyamel y bosque de pino). Las coberturas de matorral y pastizal no se utilizaron, y que no fue posible distinguir entre las coberturas naturales y las perturbadas. Las mediciones del paisaje se calcularon con el programa *Raster Landscape Ecology* (Baker y Cai 1992; Apéndice 2). Se obtuvieron estimaciones sobre el tamaño y la forma, para la cual se utilizó la fórmula de perímetro sobre área corregido (S ; ver Marco Teórico). El hábitat de borde delimitó al hábitat del interior con un cinturón de dos pixeles de ancho. La complejidad del perímetro se estimó para cada cobertura con la fórmula de la dimensión fractal.

4.2.1 Clasificación numérica

Los resultados del análisis de fragmentación se sometieron a una clasificación numérica multivariada, a través del método politético divisivo (Pielou 1984), utilizando el programa ORDEN versión 2.0 (Ezcurra 1992), para separar los grupos de parches con características similares. Los grupos que se formaron de la clasificación numérica se transfirieron a un mapa nominal. En la descripción de resultados el tamaño de los parches se agrupó en tres categorías: pequeño ($x \leq 100$ ha), mediano ($100 < x \leq 1,000$ ha) y grandes ($x > 1,000$ ha), mientras que la forma se clasificó de acuerdo con Baker (2000, comunicación personal) de la siguiente manera: $1.0 < S < 1.11$ circular, $1.12 < S < 1.40$ límites rectos; $1.41 < S < 1.99$ elongada, y valores $S > 2$ forma compleja.

Tabla 1 Equivalencia de categorías para las coberturas naturales del SC.

Capa del análisis	Capa de 1970	Capa de 1997
Agricultura	Agricultura	Agricultura
Pastizal	Pastizal	Pastizal halófito y pastizal inducido
Bosque de enano	Bosque de enano	Bosque de enano, bosque de enano con vegetación secundaria arbustiva y bosque de enano con vegetación secundaria arbórea
Bosque de oyamel	Bosque de oyamel	Bosque de oyamel, bosque de oyamel con vegetación secundaria arbustiva
Bosque de pino	Bosque de pino	Bosque de pino, bosque de pino con vegetación secundaria arbustiva
Bosque cultivado	Bosque cultivado	Bosque cultivado.
Matorral	Matorral	Matorral xerófilo y matorral inducido.
Zonas urbanas	Zonas urbanas	Zonas urbanas

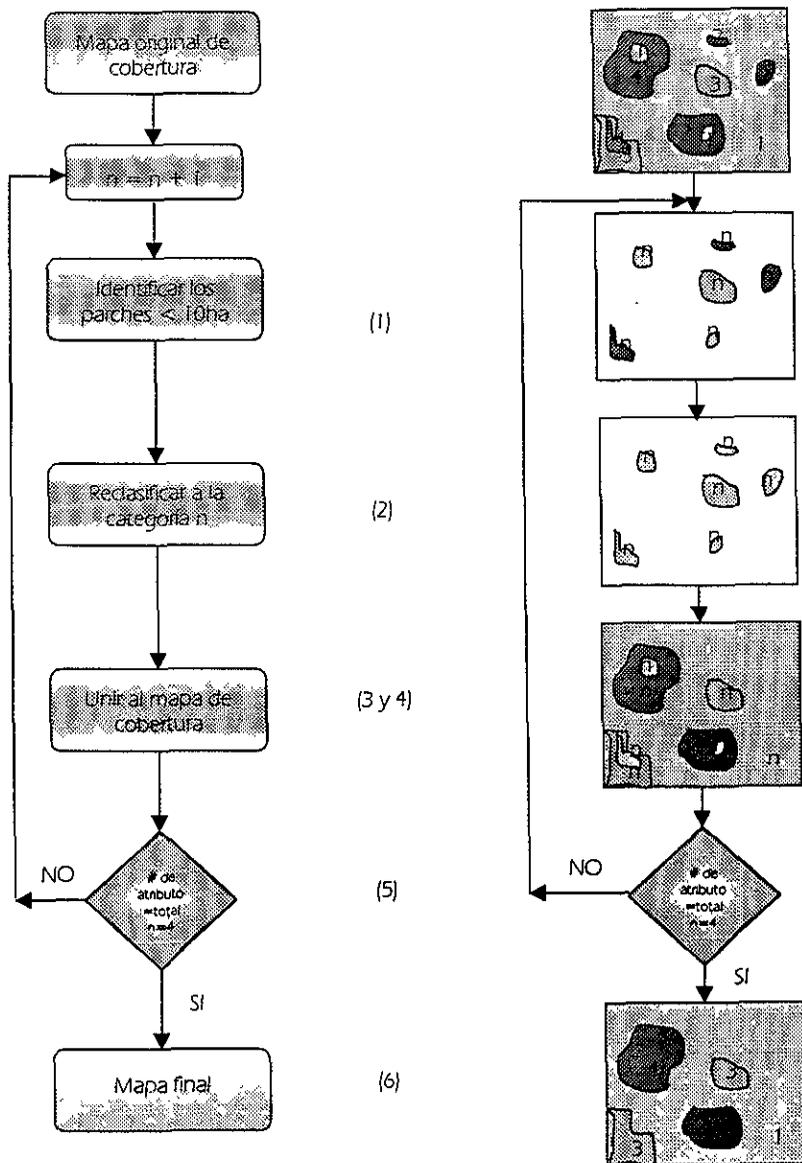


Figura 4. Proceso de depuración de los parches menores a 10 ha.

(1) identificar los parches <math>< 10\text{ ha}</math>, (2) reclasificación a categoría cero al mapa de parches <math>< 10\text{ ha}</math> en el mapa de cobertura del suelo, (3) reclasificación a los parches <math>< 10\text{ ha}</math> del ciclo, (4) sobreposición de mapas de los puntos 2 y 3, (5) regreso al punto 1 hasta cumplir el total de categorías del mapa, y (6) obtención del mapa final.

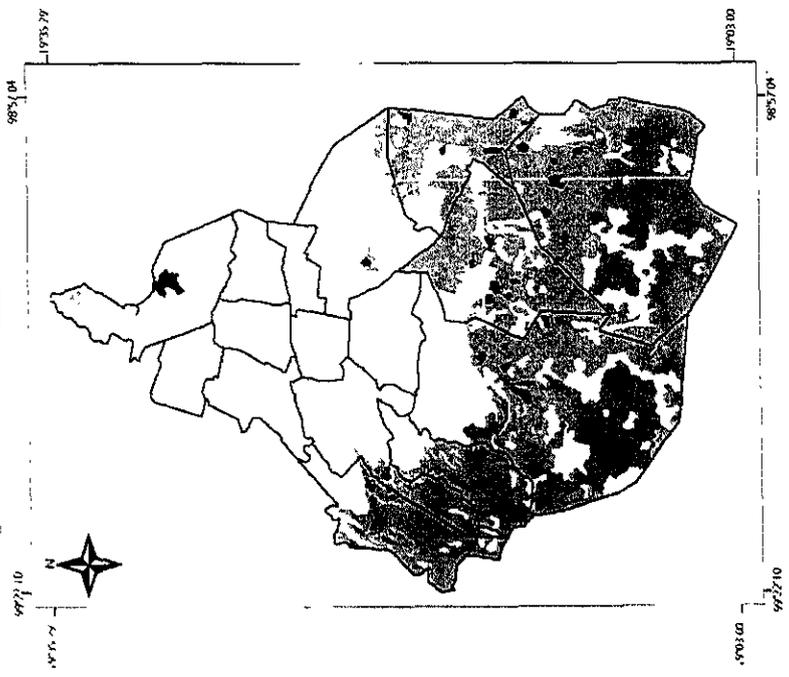


Figura 5. Vegetación y uso del suelo del SC sin parches espinos para 1970.

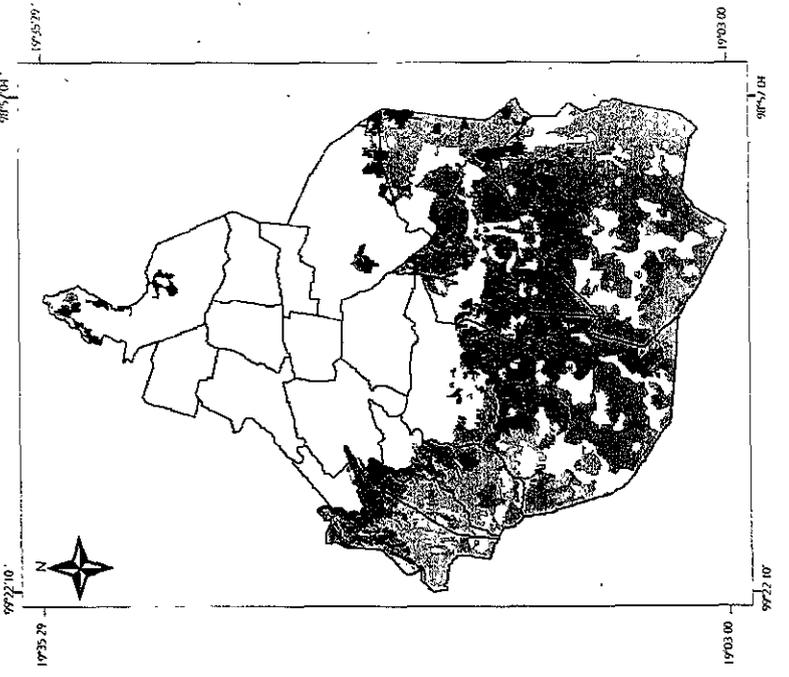
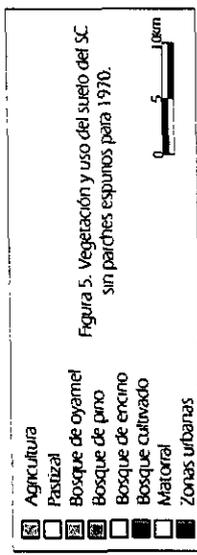


Figura 6. Vegetación y uso del suelo del SC sin parches espinos para 1997



4.2.2 Análisis de conectividad

En el análisis de conectividad se consideraron los parches de encino, oyamel y pino de la capa de 1997; no se tomaron en cuenta los parches ubicados en la Sierra de Guadalupe debido a su aislamiento por el crecimiento urbano. Dicho análisis consistió en calcular la interacción o atracción entre parches, mediante el modelo de atracción gravitacional (Apéndice 3; Forman y Godron 1986):

$$A_{ij} = \frac{a_i \times a_j}{d_{ij}^2}$$

donde: A_{ij} = atracción entre parches i y j , a_i = tamaño del parche i , a_j = tamaño del parche j , d_{ij} = distancia entre los parches i y j

d_{ij} se obtuvo calculando las distancias euclidianas entre los centroides de los parches:

$$d_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2}$$

donde: d_{ij} = distancia entre los parches i y j , x_i = coordenadas este del centroide del parche i , x_j = coordenadas este del centroide del parche j , y_i = coordenadas norte del centroide del parche i , y_j = coordenadas norte del centroide del parche j .

Posteriormente, se obtuvo el árbol más parsimonioso (*minimum spanning tree*) resultante de las interacciones máximas; el algoritmo que se utilizó fue el de Prim (Apéndice 4; Carré 1979, Skuena 1990, Thulasiraman y Swamy 1992, Hein 1995, Keitt *et al.* 1997). Una vez estimados los árboles parsimoniosos para cada tipo de vegetación, se calculó el valor de cada parche respecto a su contribución a la conectividad del paisaje con el índice de importancia de Keitt *et al.* (1997), el cual funciona con un procedimiento de tipo "jack knife"

$$I_i = \frac{\sum_l \sum_j A_{ij} - \sum_j \sum_k A_{jk}}{\sum_l \sum_j A_{ij}} \quad \forall i \neq j, j \neq k, i \neq k$$

donde: I_i = índice de importancia para el parche i , A = atracción entre pares de parches.

Los valores del índice de importancia se normalizaron con la siguiente fórmula:

$$z_i = \frac{I_i - \bar{I}}{\sigma}$$

donde: z_i = valor normalizado del índice de importancia para el parche i ; I_i = valor del índice de importancia para el parche i ; \bar{I} = promedio de los valores del índice de importancia de todos los parches; σ = desviación estándar.

Con base en los valores de índice normalizado de importancia, los parches se agruparon en cuatro categorías de importancia: moderada ($z_i < \bar{I} - \sigma$), alta ($\bar{I} - \sigma < z_i \leq \bar{I}$), muy alta ($\bar{I} < z_i \leq \bar{I} + \sigma$), y extremadamente alta ($z_i > \bar{I} + \sigma$).

5 RESULTADOS

5.1 Análisis de fragmentación

La complejidad del perímetro, medida con la dimensión fractal (D), disminuyó de 1970 a 1997 en los tres tipos de bosque (Tabla 2), esto es, la D en 1970 fue mayor que en 1997. La mayor diferencia entre los tres tipos de vegetación se observó en el encino (> 15%; Tabla 2). En el extremo, la menor diferencia de la D para las dos fechas se obtuvo en el oyamel. Por último, en el bosque pino se observó una combinación de los patrones observados en los parches de oyamel y encino. Esto es, la D de 1970 fue alta con respecto a la de 1997, pero la diferencia de ambas fue menor al 3%.

La clasificación numérica mostró que en 1970, la tendencia de la forma de los parches fue de extremadamente compleja y elongada. Sin embargo, en 1997 los bordes de los parches tendieron a ser rectos, principalmente en oyamel y pino. El número de parches aumentó en el bosque de oyamel y pino, y disminuyó en encino (Tabla 3). En 1970, el encino presentó el mayor número de parches (42% del total), seguido de pino (31%) y oyamel (27%). Empero, en 1997 la cobertura con el mayor número de parches fue el oyamel (40% del total), seguido por pino (36%) y encino (24%).

En general, la superficie total de cobertura natural disminuyó el 20%, lo cual se reflejó en la disminución del tamaño de parche de las tres coberturas. Específicamente, el área total del bosque de encino disminuyó de 1970 a 1997 un 58%, mientras que el 15% de la superficie de los bosques de oyamel y pino se transformó a otro tipo de cobertura. Respecto al hábitat interior, su área total fue mayor que el área del hábitat de borde en 1970 y 1997. Sin embargo, el hábitat interior disminuyó el 29% en 1997, mientras que el hábitat de borde aumentó el 1%. El hábitat interior de 1997 disminuyó el 70% en encino, 30% en oyamel y 25% de pino. El hábitat de borde en 1997 disminuyó el 94% en encino, y aumentó el 15% en oyamel y el 7% en pino (Tabla 4).

5.1.1 Bosque de encino

En la clasificación numérica se identificaron un total de seis grupos entre 1970 y 1997 (Tabla 3). En 1970, dentro del grupo I se ubicó por su tamaño un solo parche, el cual en 1997 (ubicado en el grupo II) disminuyó su tamaño a casi la mitad (Tabla 5 y 6, Figuras 7 y 8). Cabe señalar que la complejidad de dicho parche aumentó de 1970 a 1997. En el grupo II de 1970 estuvieron los parches medianos de forma elongada, al parecer éstos disminuyeron su tamaño ya que en 1997 no sólo se ubicaron dos parches medianos. En el grupo III de 1970 estuvieron los parches pequeños,

Tabla 2. Valores de dimensión fractal (D) para las tres coberturas del SC.

Tipo de Cobertura	1970	1997
	D	D
Bosque de enano	1.467	1.278
Bosque de oyamel	1.381	1.314
Bosque de pino	1.425	1.384

Tabla 3. Número de parches por grupo y tipo de cobertura natural.

Grupo	Tipo de Cobertura					
	Bosque de enano		Bosque de oyamel		Bosque de pino	
	1970	1997	1970	1997	1970	1997
I	1	2	2	4	2	6
II	5	5	3	8	2	13
III	14	10	8	3	5	17
IV	-	-	-	14	6	-
Total	20	17	13	29	15	36

Tabla 4. Superficie total por tipo de cobertura natural.

Tipo de Cobertura	Hábitat Interior (ha)		Hábitat de Borde (ha)	
	1970	1997	1970	1997
Bosque de enano	1,580	480	2,100	1,080
Bosque de oyamel	7,520	5,240	3,400	4,000
Bosque de pino	16,940	12,680	7,160	7,740
Total	26,000	18,360	12,640	12,780

Tabla 5. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de encino en 1970

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
1,450	970	480	2.68
Grupo II			
390	140	250	2.75
420	120	300	3.27
190	50	140	2.26
230	80	150	2.17
90	40	60	1.35
Grupo III			
70	0	70	2.51
40	0	40	1.72
30	0	30	1.42
20	0	10	1.24
60	10	50	1.56
60	10	50	1.52
50	10	40	1.49
40	10	30	1.39
40	10	30	1.36
40	10	30	1.26
150	30	120	2.61
70	20	60	1.51
110	30	90	1.98
100	30	70	1.77

Tabla 6. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de encino en 1997

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
710	360	350	3.07
160	50	110	2.22
Grupo II			
90	10	90	2.52
70	10	50	1.75
50	10	40	1.60
30	10	30	1.26
140	20	110	2.60
Grupo III			
70	0	70	2.46
30	0	30	2.47
20	0	20	2.26
10	0	10	2.03
40	0	40	1.78
30	0	30	1.77
10	0	10	1.81
10	0	10	1.66
30	0	30	1.55
30	0	30	1.40

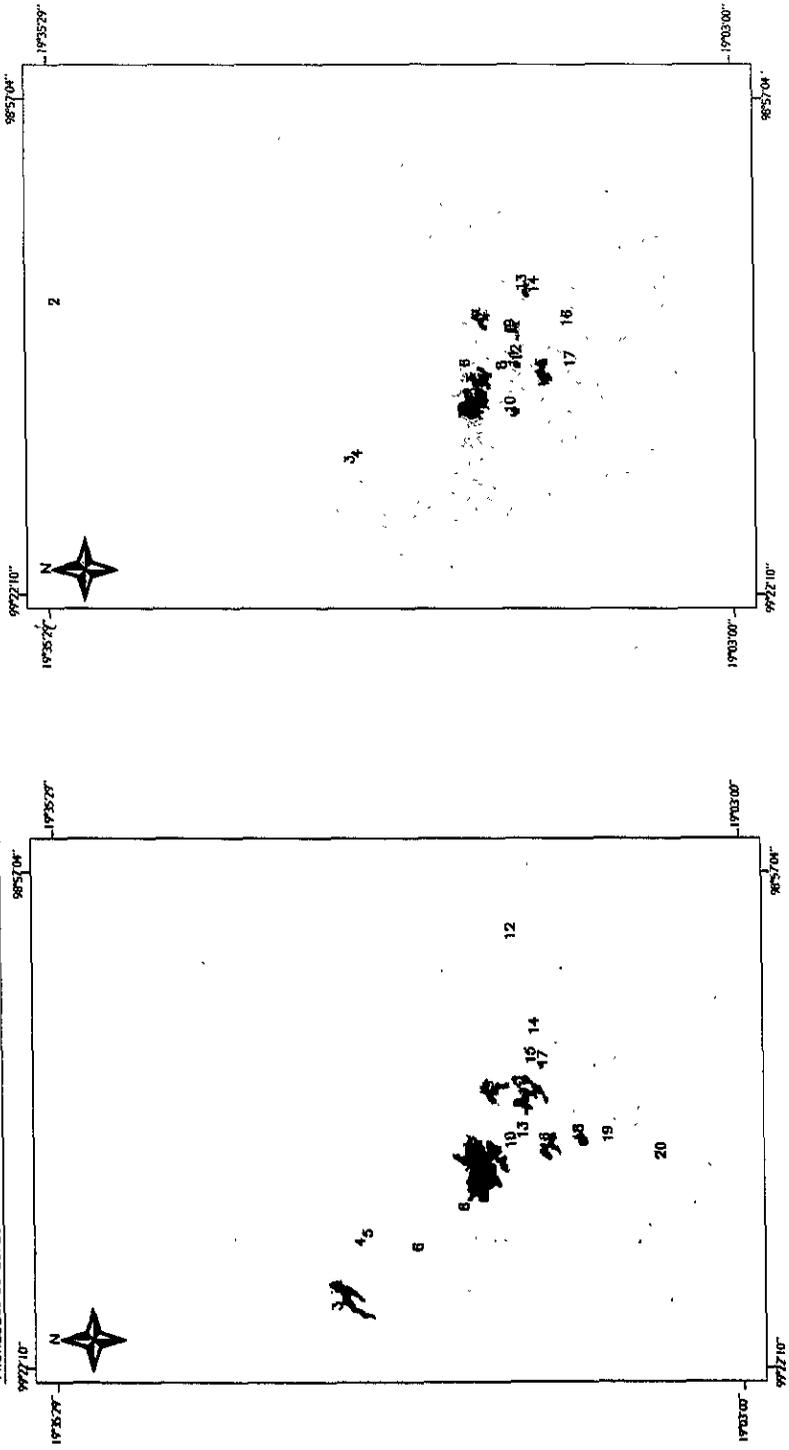


Figura 7. Grupos de parches de bosque de encino en 1970.

Suelo de Conservación
 Grupo I
 Grupo II
 Grupo III
 15. Número de parches

Figura 8. Grupos de parches de bosque de encino en 1997

Suelo de Conservación
 Grupo I
 Grupo II
 Grupo III
 15. Número de parches

de forma poco compleja, y sólo cuatro de ellos sin hábitat interior. En 1997, el grupo II reunió a los parches pequeños y elongados, a diferencia de los del grupo III de ese año que no presentaron hábitat interior y su forma fue poco compleja (Tabla 5 y 6)

5.1.2 *Bosque de oyamel*

En esta cobertura, los parches se reunieron en siete grupos (Tabla 3). En los grupos I de 1970 y 1997 se ubicaron los parches de mayor extensión. No obstante, en 1997 la extensión de los parches fue menor que en 1970 (Tablas 7 y 8). La forma de uno de los parches del grupo I de 1970 fue extremadamente compleja, casi de la misma complejidad que el parche de mayor extensión del grupo I de 1997. La extensión del hábitat interior del grupo I de 1970 y 1997 coincidieron en que éste fue mayor que el hábitat de borde (Figuras 9 y 10)

En el grupo II de 1970 y 1997 se ubicaron los parches de tamaño mediano. La mayor diferencia en entre estos grupos fue: la forma elongada en 1970 y de límites rectos en 1997, y el tamaño del hábitat del interior, que fue mayor en 1970 que en 1997. Por último, en los grupos III y IV de ambas fechas se agruparon los parches pequeños de formas generalmente rectas. Nuevamente, la principal diferencia se observó en la extensión del hábitat interior, el cual no se presentó en todos los parches del grupo IV de 1997.

5.1.3 *Bosque de pino*

Los parches de la cobertura de pino se clasificaron dentro de siete grupos entre 1970 y 1997 (Tabla 3). Los parches del grupo I y II de 1970 se caracterizaron por ser grandes y de forma extremadamente compleja, al igual que los parches del grupo I de 1997. Para estos casos el hábitat interior fue de mayor extensión que el hábitat de borde. Es necesario señalar que el grupo I en 1997 hubo un parche de tamaño mediano de forma con tendencia elongada.

En el grupo III de 1970 se agruparon los parches medianos de forma elongada, los cuales tuvieron coincidencia en la forma y el hábitat de borde del grupo II de 1997 (Tablas 9 y 10). Finalmente, en el grupo IV de 1970 se ubicaron los parches pequeños y elongados, los cuales coincidieron con los parches del grupo III de 1997. La diferencia entre ambos grupos se observó, básicamente, los parches de 1997 carecieron de hábitat interior (Tablas 9 y 10; Figuras 11 y 12)

Tabla 7 Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de oyamel en 1970

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
7,760	5,620	2,140	5.01
1,940	1,510	430	1.99
Grupo II			
330	130	200	2.29
160	60	100	1.68
160	60	110	1.76
Grupo III			
80	30	50	1.45
90	30	60	1.59
60	20	40	1.29
60	20	50	1.41
80	20	60	1.53
60	10	50	1.69
20	0	20	1.37
100	10	90	1.94

Tabla 8. Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de oyamel en 1997.

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
3,170	1,910	1,260	5.09
2,680	1,640	1,040	4.51
1,670	1,150	530	2.72
340	220	120	1.38
Grupo II			
180	70	110	1.74
170	60	110	1.92
140	50	90	1.77
110	30	80	1.76
60	20	40	1.35
60	20	40	1.36
90	20	80	1.98
30	10	30	1.35
Grupo III			
70	10	60	2.09
40	10	40	1.79
40	10	40	1.69
Grupo IV			
50	0	50	2.27
50	0	50	1.86
30	0	30	2.59
30	0	30	2.16
30	0	30	1.52
20	0	20	1.76
20	0	20	1.73
20	0	20	1.68
20	0	20	1.56
20	0	20	1.46
10	0	10	1.51
10	0	10	1.47
10	0	10	1.47
10	0	10	1.36

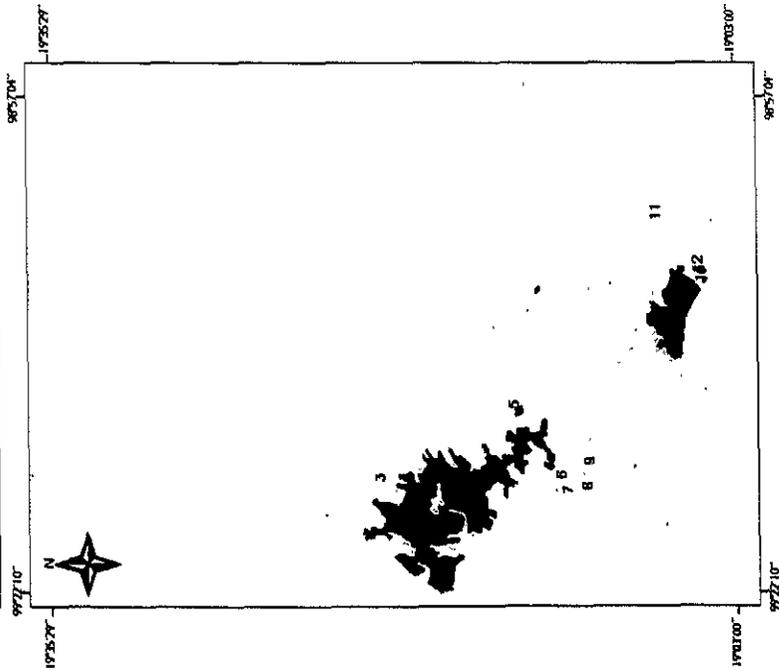


Figura 9. Grupos de parches de bosque de oyamel en 1970

Suelo de Conservación
 Grupo I
 Grupo II
 Grupo III
 Grupo IV
 15 Número de parche

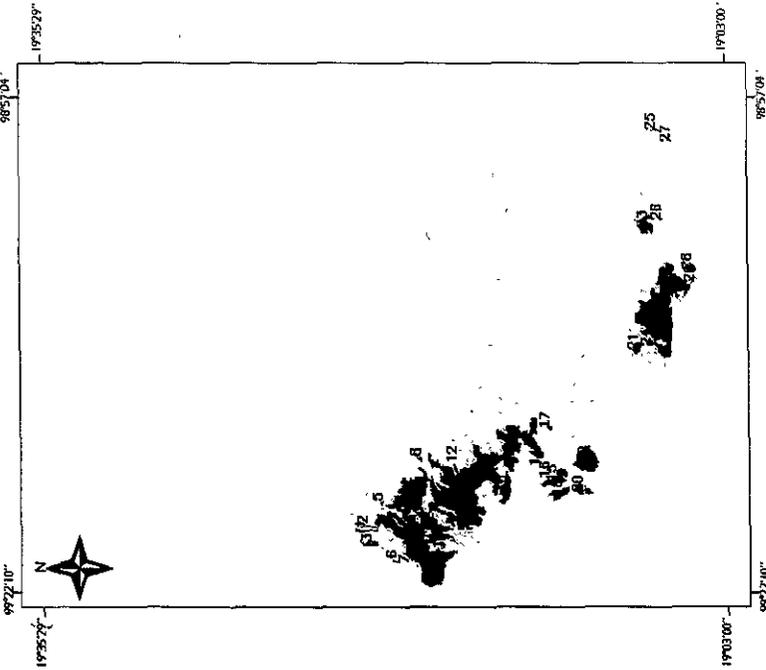


Figura 10. Grupos de parches de bosque de oyamel en 1997

Suelo de Conservación
 Grupo I
 Grupo II
 Grupo III
 Grupo IV
 15 Número de parche

Tabla 9 Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de pino en 1970.

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
9420	7160	2260	4.72
9850	7160	2690	5.46
Grupo II			
1650	1130	510	2.64
1290	710	580	3.33
Grupo III			
590	280	310	2.83
350	180	170	2.00
210	90	120	1.69
260	90	170	2.33
200	70	130	1.97
Grupo IV			
70	30	50	1.32
40	10	30	1.26
70	20	50	1.47
40	10	30	1.36
20	0	20	1.66
40	0	40	1.81

Tabla 10 Medidas del paisaje de cada parche por grupo de bosque de pino en 1997

Tamaño (ha)	Hábitat Interior (ha)	Hábitat de Borde (ha)	Forma
Grupo I			
8510	5970	2530	5.79
4740	3640	1100	3.31
920	600	320	2.19
2690	1330	1360	6.07
1290	620	670	4.24
300	150	160	2.01
Grupo II			
230	70	170	2.51
110	40	80	1.69
220	40	180	3.04
130	30	100	2.15
140	30	100	2.32
70	20	50	1.57
80	20	60	1.67
110	20	90	1.87
110	20	90	2.45
40	10	30	1.41
40	10	30	1.54
70	10	60	1.79
140	20	130	2.97
Grupo III			
30	0	30	1.17
30	0	30	1.30
10	0	10	1.30
30	0	30	1.45
30	0	30	1.47
40	0	30	1.62
20	0	20	1.60
30	0	30	1.70
20	0	20	1.66
10	0	10	1.72
30	0	30	1.88
40	0	40	1.95
30	0	30	1.92
50	0	40	2.02
20	0	20	1.88
20	0	20	1.94
30	0	30	2.10

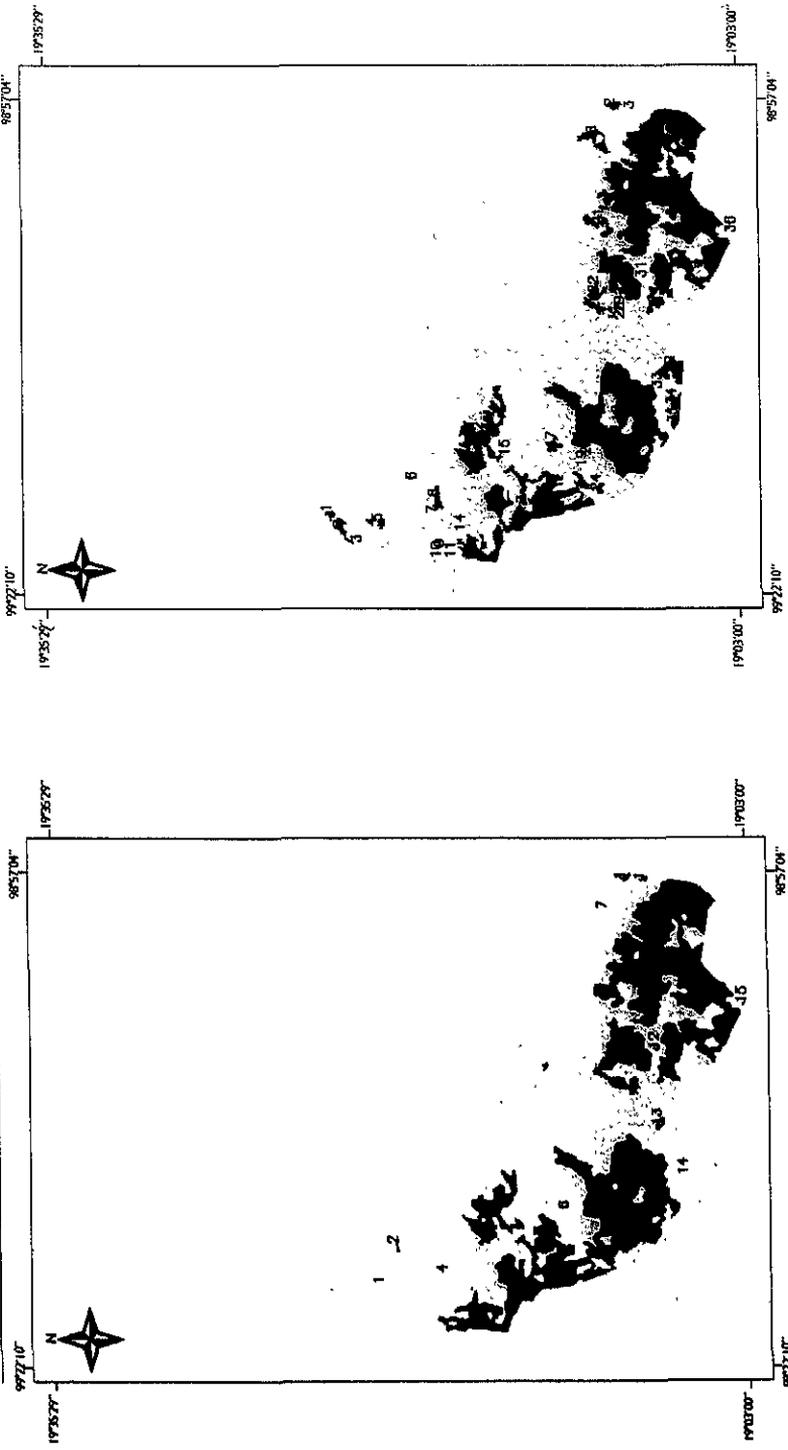


Figura 11. Grupos de parches de bosque de pino en 1970.

□	Suelo de Conservación
■	Grupo I
■	Grupo II
■	Grupo III
■	Grupo IV

15 Número de parche

0 5 10 km

Figura 12. Grupos de parches de bosque de pino en 1997.

□	Suelo de Conservación
■	Grupo I
■	Grupo II
■	Grupo III

15 Número de parche

0 5 10 km

5.2 Análisis de conectividad

Al clasificar los 15 parches de bosque de encino, de acuerdo a su importancia relativa se observó un parche que sobresalió por ser extremadamente importante (parche 5), el cual colinda con la Ciudad de México y forma parte del Parque Ecológico de la Ciudad de México. Este parche interactuó con 11 parches, de los cuales tres destacaron con una importancia muy alta. De estos parches, el No. 15 destaca porque conectó los parches 16 y 17 con el parche 5. Once parches presentaron una importancia alta. No obstante, los parches 3, 4 y 16 estuvieron en el límite de la importancia alta y moderada debido a que su tamaño pequeño y su lejanía de los demás logró que ejercieran poca atracción sobre los parches restantes (Figura 13 y 14).

En el caso del bosque de oyamel, tres parches destacaron por su importancia extremadamente alta, los cuales se ubicaron en la Sierra de las Cruces y parte de la Sierra del Ajusco. De los tres parches identificados con importancia muy alta, destacó el parche 22. Este fue el único de mayor extensión que se encargó de unir los parches pequeños de la Sierra del Chichinautzin. Asimismo, es necesario señalar que la interacción que se presentó entre los parches 9 y 22 es de vital importancia para mantener la unión entre la Sierra del Ajusco y la Sierra del Chichinautzin. Los 23 parches restantes se clasifican con importancia alta, de éstos ocho interactuaron con el parche 22, siete con el parche 4 de la Sierra de las Cruces, cuatro con el parche 9 y los restantes interactuaron con parches de su misma importancia (Figuras 15 y 16).

Finalmente, el sistema de interacciones de los parches pino fue el de mayor complejidad de las tres coberturas. Cuatro parches de pino se clasifican dentro de la importancia extremadamente alta, de los cuales tres fueron los encargados de mantener la continuidad en casi todo el SC. Por una parte el parche 26 interactuó con once parches de la Sierra del Chichinautzin e interactuó con el parche 16 de la Sierra del Ajusco. A su vez, éste mantuvo las interacciones con ocho parches de dicha Sierra, además de su unión con el parche 13 de la Sierra de las Cruces que interactuó con nueve parches. De estos destacó el parche 12, uno de los tres con importancia muy alta, por ser el único en la parte del Ajusco Medio y colindar con la Ciudad de México (Figuras 17 y 18). Básicamente, éstos se ubicaron en la Sierra Chichinautzin y parte de la Sierra del Ajusco. Los 29 parches restantes se identificaron con importancia alta y se distribuyeron a lo largo del SC.

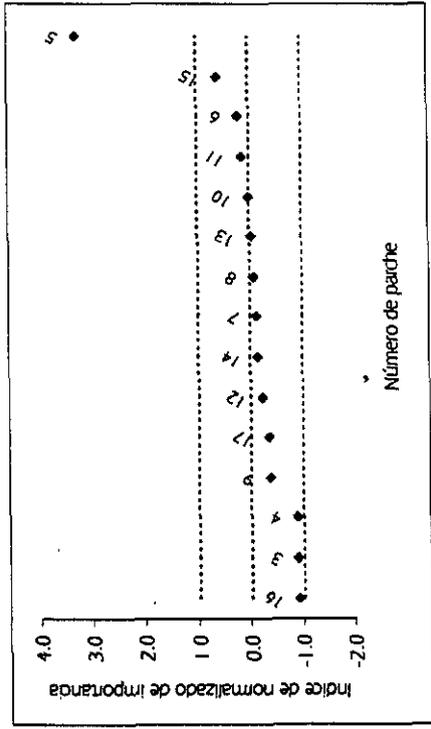
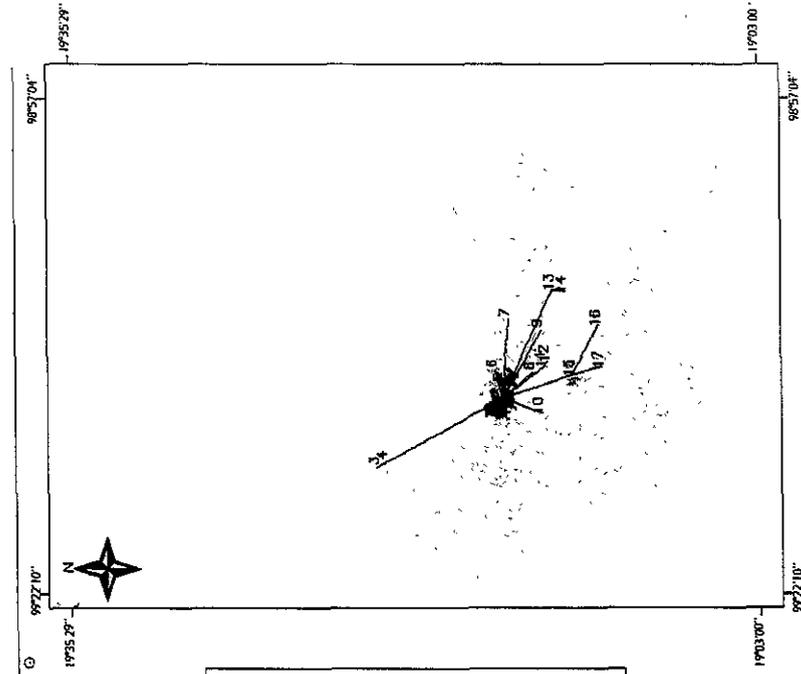


Figura 13. Gráfica de importancia relativa de los parches: bosque de encino.

Figura 14. Importancia relativa de parches y árbol parsimonioso: bosque de encino.

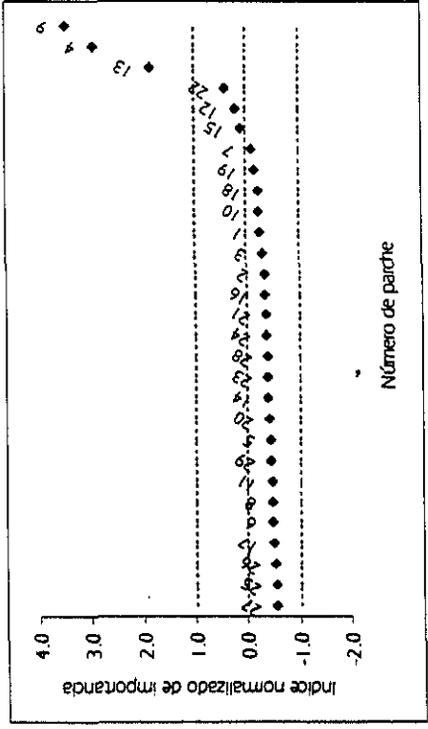
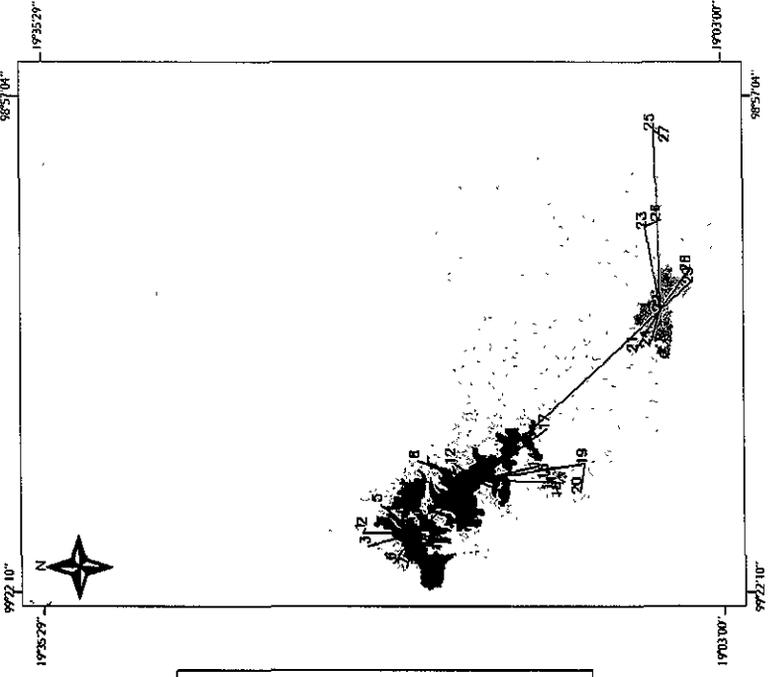
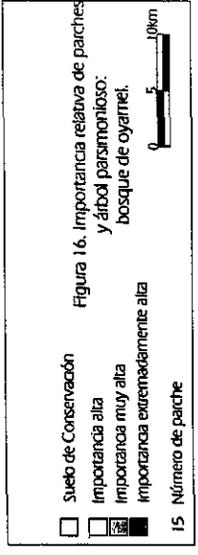


Figura 15 Gráfica de importancia relativa de los parches: bosque de oyamel



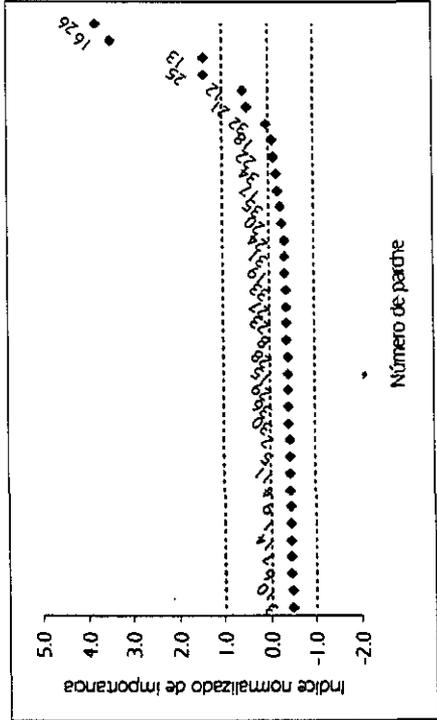


Figura 17. Gráfica de importancia relativa de los parches. bosque de pino.



6 DISCUSION

Forman (1998) señala que los estudios de la ecología del paisaje contribuyen con elementos sólidos a la planeación, diseño y manejo de recursos naturales. En este sentido, un análisis de fragmentación es útil para la elaboración de estrategias de conservación, al ubicar los parches prioritarios para la preservación de la biodiversidad. Para tal efecto, el análisis de fragmentación debe dirigirse hacia la evaluación de los cambios estructurales del paisaje y la detección de parches en peligro de aislarse a causa de la transformación del paisaje.

En la realización de un análisis de fragmentación se enfrentan cuatro problemas: (1) el uso de programas de cómputo, (2) la interpretación de los datos, (3) la selección de estrategias, y (4) la inferencia de las causas de la fragmentación. Respecto al primer punto, los programas disponibles para los SIGs, ya sea de uso público o comercial, están limitados a la obtención de medidas paisajísticas básicas, y no a la detección de parches en peligro de desaparecer. Por consiguiente, en este trabajo se corroboran las afirmaciones de Meffe y Carroll (1997) en cuanto a la necesidad de generar programas de cómputo que complementen los métodos de análisis paisajísticos. En efecto, el programa r.le sólo permitió obtener las medidas básicas. Por lo tanto, la identificación de parches críticos, a través del análisis de conectividad, requirió desarrollar un programa en ambiente UNIX (o "shellsript") para ejecutar el algoritmo del árbol parsimonioso integrado al SIG.

En relación al segundo problema, en un análisis de fragmentación es difícil identificar los cambios con datos del número y el tamaño de los parches. De acuerdo con Lord y Norton (1990) y Andrén (1994), el incremento en el número de parches revela el inicio de la fragmentación del paisaje, mientras que la disminución en su número refleja las etapas finales de dicho proceso. Consecuentemente, la aparición de nuevos parches de pino y oyamel de 1970 a 1997 son evidencia de que el proceso de fragmentación de esas coberturas está en sus etapas tempranas. La desaparición de parches de encino en ese mismo período indica que la fragmentación ya ha alcanzado sus etapas finales.

Sin embargo, el inferir el grado de fragmentación extrema a partir del número de parches resulta sensible a los errores cartográficos de las capas fuente. Este caso se presenta en los parches pequeños, ya que se desconocen los errores de clasificación y el área mínima cartografiada de la capa de 1970. Por lo tanto, no es posible asegurar que la desaparición de los parches de menor tamaño sea por causa de la fragmentación y no de un artefacto de la comparación multitemporal. Al

contrario, los parches de mayores extensiones presentan menos problemas cartográficos y el análisis multitemporal es más certero. Esto es, bajo las circunstancias en las que se desarrolló este trabajo, resulta menos incierto inferir la creación de parches que detectar su desaparición.

Aunque es imposible aseverar que los parches pequeños sean producto de la fragmentación, es necesario señalar que el 70% de los parches de la capa de 1997 son pequeños. Esto podría ocasionar procesos de extinción local, debido a cambios conductuales y reproductivos producto del aumento de la actividad depredadora y parásita asociada a la disminución del tamaño de parche, como lo aseguran Laurance y Yensen (1991), Bayne y Hobson (1997), Keyser *et al.* (1998) y Delin y Andrén (1999). Por consiguiente, es posible inferir que los parches de encino, que casi en su totalidad (82%) son pequeños y carentes de hábitat interior (Tablas 5, 7 y 9), son poco favorables a la sobrevivencia de las especies de vertebrados. Este problema tiene implicaciones importantes para la conservación de la biodiversidad, dado que el 60% de las especies del SC habitan en ellos.

El tercer problema que enfrenta el análisis de fragmentación, en cuanto a la selección de estrategias, deriva de la teoría de biogeografía de islas. De ésta se desprenden dos estrategias para asignar prioridades de protección. La primera, originada por Diamond (1975), sugiere que, en condiciones similares de área, las formas circulares son preferibles porque minimizan los efectos de borde, y presentan menores probabilidades de fragmentarse. La otra estrategia, propuesta por Game (1980) y apoyada en el trabajo de Hamazaki (1996), sugiere que los parches de forma extremadamente compleja son los que deben tener prioridad, debido a que mantienen las interacciones entre parches y porque son las formas más comunes en la naturaleza. Es importante señalar que Game (1980) no toma en cuenta el área de los parches.

Así, al considerar que únicamente el 50% de los parches del SC en 1997 presentan formas complejas, se podría pensar que las prioridades de conservación deberían de seguir la segunda estrategia (Figuras 7-12). Consecuentemente, si se opta por las sugerencias de Game (1980) y Hamazaki (1996), se deberían proteger los parches de forma compleja ($S > 4$) de oyamel (Figura 10: parches 4 y 9) y de pino (Figura 12: parches 12, 13 y 26). Sin embargo, tal y como lo señalan Diamond (1975) y Forman y Godron (1986), los parches de forma compleja tienen una mayor probabilidad de fragmentarse y presentan mayores efectos de borde, lo cual pondría en riesgo a las especies del interior, y por lo tanto no sería una buena inversión para la conservación.

Por otra parte, los parches de pino y oyamel con bordes extremadamente complejos del SC son los de mayor extensión, mientras que los parches con bordes menos complejos o lineales son los de

menor tamaño. En ambos casos se observan formas con tendencia a lo elongado y a lo circular, independientemente de la complejidad de sus límites (Tablas 5, 7 y 9). Por consiguiente, siguiendo con la estrategia de Diamond (1975), daría como resultado la selección de los parches 5 de encino, 19 y 22 de oyamel, y 16, 25 y 26 de pino (Figuras 8, 10 y 12).

Los resultados de este estudio sugieren que las estrategias de Diamond (1975) y Game (1980) no deberían de considerarse como opuestas, ya que al conservar los parches grandes, de bordes complejos y con tendencia a la forma circular se minimiza el efecto de borde y se mantienen las interacciones con otros parches. Por consiguiente, los parches que tendrán la prioridad más alta serían los que tienden a la forma circular (Encino: parche 5, Oyamel: parches 19 y 22; Pino: parches 16 y 26), seguidos de los parches de tendencia elongada (Encino: parche 7 y 15; Oyamel: parches 4 y 9, Pino: parches 12 y 13; Figuras 8, 10 y 12).

La idea de complementariedad de las estrategias anteriores se refuerza con los resultados del análisis de conectividad, en los cuales se observa que el 95% de los parches prioritarios coinciden para forma-tamaño y conectividad (Figuras 8, 10, 12, 14, 16 y 18). Esto se debe a que el método de optimización con base en la conectividad combina dos factores esenciales en las propuestas de Diamond (1975) y Game (1980): el tamaño y las interacciones entre parches.

El cuarto problema es ocasionado por la carencia de evidencias directas de las causas del proceso de fragmentación del paisaje. No obstante, el uso de la dimensión fractal es un método útil para inferir las posibles causas de dicho proceso (Krummel *et al.* 1987, O'Neill *et al.* 1988, Hargis *et al.* 1998). De este modo, es posible inferir que los parches de bordes complejos y con valores de dimensión fractal altos de la cobertura de 1970 tengan su origen en la fragmentación causada por procesos naturales. Por el contrario, la fragmentación generada por actividades antropogénicas origina parches de límites rectos y valores bajos de dimensión fractal como los parches de 1997.

Al comparar las coberturas de 1970 y 1997, el cambio en la dimensión fractal de oyamel y pino fue insignificante, de apenas el 3%, lo que sugiere que no están sujetas a presiones humanas, ya que los cambios que se observan son el resultado de perturbaciones naturales. Por el contrario, al contrastar la dimensión fractal de ambas fechas para los parches de encino, se observa que la reducción en la complejidad del perímetro es mayor (alrededor de un 15%; Tabla 2). Si bien, esto puede deberse a errores cartográficos de la capa de 1970, en la capa de 1997 (de la cual se está seguro) el valor bajo de dimensión fractal indica que la fragmentación de los parches de encino se debe al incremento de las zonas agrícolas y los asentamientos humanos.

Shafer (1990), Clark *et al.* (1991), Dinerstein y Wikaramanyake (1993) y Prendergast *et al.* (1999) afirman que la elaboración de esquemas de conservación tiene que realizarse con bases teóricas para que la selección y la ubicación de áreas prioritarias para la conservación sea rigurosa. Por esta razón se usó el índice de conectividad de Keitt *et al.* (1997). Su aplicación requirió la generación de un programa específico en UNIX, el cual se basa en la suposición teórica de que la conectividad del paisaje es indispensable para el mantenimiento de la estructura y procesos ecológicos a escala regional. Así, con base en la teoría es posible eliminar la subjetividad en la creación y selección de áreas críticas para la conservación de la biodiversidad.

No todas las áreas detectadas como de alto valor para la conservación coinciden con las ANPs, en efecto un 75% de los parches críticos del SC están fuera de las ANPs. Este resultado coincide con las observaciones de Shafer (1990) y Dinerstein y Wikaramanyake (1993), sobre que la mayor parte de las ANPs fueron creadas antes sin tomar en cuenta los principios y las técnicas de la biología de la conservación. Asimismo, estos autores plantean que para subsanar las discrepancias entre las áreas decretadas y las áreas detectadas como prioritarias usando la teoría de la ecología del paisaje se deben de ampliar las ANPs o establecer nuevas reservas.

Empero, este planteamiento es difícilmente aplicable en la realidad, y más aún en México. Por esta razón, Clarck *et al.* (1991) sugiere que los esfuerzos por conservar los hábitats naturales deben dirigirse, además del desarrollo de normas ambientales, a generar una conciencia en la población sobre la protección y el uso adecuado de los recursos naturales. En este sentido, es posible especular que las normas comunitarias en delegaciones como Milpa Alta han ayudado a que el parche 26 de pino (Figura 18) se haya mantenido a lo largo del tiempo. Por consiguiente, los parches críticos fuera o dentro de las ANPs podrían protegerse a través de la participación comunitaria, con esquemas similares de conservación.

7 CONCLUSIONES

El número, el tamaño y la forma del parche, y la dimensión fractal fueron las mediciones paisajísticas que describieron el proceso de fragmentación en el SC. Sin embargo, la inferencia del grado de fragmentación a partir del número y/o tamaño de parches estuvo sujeta al error de las capas de información que se analizaron. A pesar de este error, con base en los resultados de la dimensión fractal, se infirió que las causas de la fragmentación de las coberturas vegetales del SC fueron de origen antropogénico, principalmente en el bosque de encino.

La forma y el tamaño de los parches fueron características complementarias para la selección de parches críticos. Los resultados del análisis de conectividad reforzaron esta idea, debido a que el 95% de los parches de este análisis coincidieron con los parches seleccionados sólo con base en forma y tamaño.

Del total de los parches críticos, resultados del análisis de conectividad, sólo el 25% estuvieron dentro de un ANP. Por consiguiente, se sugiere aplicar esquemas de conservación, ya sea mediante la aplicación de normas ambientales y/o la protección comunitaria, que favorezcan la protección de los parches detectados como de alto valor para la conservación.

8 LITERATURA CITADA

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Anónimo. 1997. Sistema de Información Geográfica del Suelo de Conservación del Distrito Federal, México.
- Anónimo. 1999. Informe técnico: *Ordenamiento Ecológico del Suelo de Conservación del Distrito Federal*. Instituto de Ecología, UNAM. 108 p.
- Aranda, J., C. Martínez, L. Colmenero y V. Magallón. 1980. *Los mamíferos de la Sierra del Ajusco*. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Agropecuario del Distrito Federal. México. 146 p.
- Azuara, I. y A. Ramírez. 1994. Tecnologías y manejo de información geográfica en bioconservación. *Ciencia y Desarrollo*. 118: 58-65.
- Baker, W. y Y. Cai. 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*. 7: 291-302.
- Bayne, E. y K. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology*. 11: 1418-1429.
- Benítez, G. 1986. *Arboles y flores del Ajusco*. Instituto de Ecología-Museo de Historia Natural. México. 183 p.
- Bojórquez-Tapia, L., E. Ezcurra, M. Mazari-Hiriart, S. Díaz-Mondragón, P. Gómez-Prego, G. Alcantar y D. Meigajero. 2000. Basin of Mexico: a history of watershed mismanagement. Conference on land stewardship in the 21st century: The contributions of watershed management. Arizona, E.U.A.
- Carré, B. 1979. *Graphs and Networks*. Clarendon Press. Oxford, E.U.A. 277 p.
- Caughley, G. y A. Gunn. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell Science. E.U.A. pp. 309-340.
- Clark, T., E. Dawn, D. Whitemore y A. Harvey. 1991. Policy and programs for ecosystem management in the greater Yellowstone ecosystem: an analysis. *Conservation Biology*. 5: 412-422.

- Cocks, K. y A. Baird. 1991. The role of geographic information systems in collection, exploration and use of survey data. En Margules, C y M. Austin *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* CSIRO. Australia. pp. 74-82.
- Comisión Nacional para la Conservación y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. Información digital de los reportes de especies de vertebrados en el Suelo de Conservación del Distrito Federal.
- Congalton, R. y K. Green. 1992. The ABCs of GIS: an introduction to geographic information systems. *J. Forestry* 90:13-20.
- Delin, A. y H. Andrén. 1999. Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology* 14:67-62.
- Diamond, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. *Biological Conservation*. 7: 129-146.
- Díaz, N. 1996. Landscape Metrics: a new tool for forest ecologists. *J. Forestry*. 94.12-16.
- Dinerstein, E. y E. Wikramanayake. 1993. Beyond "hotspots": how to prioritize investments to conserve biodiversity in the Indo-Pacific region. *Conservation Biology*. 7:53-65.
- Ezcurra, E. 1992. Programa ORDEN versión 2.0.
- Ezcurra, E. 1995. *De las Chinampas a la Megalópolis. el medio ambiente en la Cuenca de México* Fondo de Cultura Económica. México. 119 p.
- Flores-Villela, O. y P. Gerez. 1988. *Conservación de México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo* Instituto Nacional de Investigaciones sobre los Recursos Bióticos. Veracruz, México. 302 p.
- Forman, R. y M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York, E.U.A. 619 p.
- Forman, R. 1998. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 632 p.
- Game, M. 1980. Best shape for nature reserves. *Nature*. 287:630-632.
- García, E. 1988. *Sistema de clasificación climática de Köppen adaptado para las condiciones particulares de la República Mexicana*. México. 246 p.

- Gardner, R., B. Milne, M. Turner y R. O'Neill. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:19-28.
- Glenn, S. y T. Nudds. 1989. Insular biogeographic of mammals in Canadian parks. *J. Biogeography* 16:261-268.
- Gustafson, E. y G. Parker. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*. 7:101-110.
- Hargis, C., J. Bissonette y J. David. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*. 13:167-186.
- Harris, L. 1984. The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and Preservation of Biotic Diversity. University of Chicago Press. Chicago, E.U.A. p. 71-144.
- Hamazaki, T. 1996. Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecology*. 11:299-306.
- Hein, J. 1995. *Discrete Structures, Logic and Computability*. Jones & Bartlett Publishers. Massachusetts, E.U.A. 866 p.
- Keitt, T., D. Urban y B. Milne. 1997. Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes. *Conservation Ecology* [online] 1.
- Keyser, A., G. Hill y A. Soehren. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology*. 12:986-994.
- Kotliar, N. y J. Wiens. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for study of heterogeneity. *Oikos*. 59:253-260.
- Krummel, J., R. Gardner, G. Sugihara, R. O'Neill y P. Coleman. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*. 48:321-324.
- Laurance, W. y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. 55:77-92.
- Lord, J. y D. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*. 4:197-202.
- Margules, C., A. Higgs y R. Rafe. 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design?. *Biological Conservation*. 24:115-128.

- Mandelbrot, B. 1983 *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman and Company New York, E.U.A. 468 p.
- Meffe, G. y R. Carroll. 1997 *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Ass. Massachusetts, E.U.A. pp 269-304.
- Milne, B. 1988 Measuring the fractal geometry of landscape. *App Math Comp*. 27:97-79
- Milne, B., M. Turner, J. Wiens y A. Johnson. 1992 Interactions between the fractal geometry of landscapes and allometric herbivory. *Theoretical Populations Biology*. 41:337-353.
- Morrison, M., B. Marcot y R. Mannan. 1992. *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts and Applications*. Wisconsin Press. Wisconsin, E.U.A. 343 p.
- Morse, D., J. Lawton, M. Dodson y M. Williamson. 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*. 314:731-733.
- Noss, R. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*. 1:159-164
- O'Neill, R., J. Krummel, R. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. DeAngelis, B. Milne, M. Turner, B. Zygmunt, S. Christensen, V. Dale y R. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*. 1:153-162.
- Palmer, M. 1992. The coexistence of species in fractal landscapes. *Am. Nat.* 139:375-397.
- Pielou, E. 1984. *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. John Wiley & Sons. New York, E.U.A. 263 p.
- Prendergast, J., R. Quinn y J. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting natural reserves. *Conservation Biology*. 13:484-492.
- Rzedowski, J. 1978 *La vegetación de México*. Limusa. México. 432 p.
- Saunders, D., R. Hobbs y C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5:18-32
- Shafer, C. 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press Washington, E.U.A. 187 p.

- Simberloff, D. y L. Abele. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 191:1027-1032
- Skiena, S. 1990. *Implementing Discrete Mathematics*. Addison-Wesley Publishing Company. California, E.U.A. 334 p
- Taylor, P., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573
- Thulasiraman, K. y M. Swamy 1992 *Graphs: Theory and Algorithms*. John Wiley & Sons. New York, E.U.A. 460 p.
- Tiebout III, H. y R. Anderson. 1997. A comparison of corridors and intrinsic connectivity to promote dispersal in transient successional landscapes. *Conservation Biology* 11:620-627
- Turcotte, D. 1997. *Fractals and Chaos in Geology and Geophysics*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 398 p.
- Turner, M. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4:21-30.
- Urban, D., R. O'Neill y H. Shugart. 1987. Landscape ecology, a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37:119-127.
- USA-CERL. 1998. GRASS 4.2 User's Manual. United States Army Corps of Engineers Construction Engineering Research Laboratory, Champaign, Ill.
- Vazquez-Sánchez, L. y R. Jaimes-Palomera. 1989. Geología de la Cuenca de México. *Geofísica Internacional* 28:133-190
- Velázquez, A. 1993. Man-made and ecological habitat fragmentation: study case the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Z. Säugetierkunde* 58:54-61.
- With, K. y T. Crist. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76:2446-2456.
- With, K. 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology* 11:1069-1080
- With, K., R. Gardner y M. Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78:151-169

9 APENDICES

Apéndice 1. Programa para eliminar los parches espurios

```
# Este shell elimina los parches menores a 10ha.

echo "cual es el mapa que se va a numerar?"

read tesis

noparch=`r.stats Stesis | tail -1`

echo $noparch

y=1

while [ "$y" -le "$noparch" ]

do

# Se numeran los parches y se eligen todos aquellos menores a 10ha.

r ciump i="$Stesis" o=mapa

r stats -a mapa | awk '{if($2/10000 < 10 && $1 != 0) {print $1"="$1 }}'> m10

# Se genera un mapa con esos parches, se reclasifican con el valor de la categoría "y" y se une con
el mapa original.

r.reclass i=mapa o=mapa m10 < m10

r.mapcalc cate=if(mapa.m10,"$y","$Stesis")

tesis=cate

y=`expr $y + 1`

done
```

Apéndice 2. Programa para calcular las medidas del paisaje y la dimensión fractal

```
# Este shell calcula las medidas del paisaje con el programa r.le.

echo "mapa"

read tesis

echo "ext"

read pp

r.le.patch -t mapa="stesis" sam=w sh1=m3 sh2=h1 co1=2 co2=c1 fra=f1 out="forma"Spp"

cd r.le.out

mv formaSpp /export/home/dany/resultados/parches

# Se calculan las DF por tipo de vegetación.

h=1

until [ $h = 9 ];do

r.mapcalc mapa1='if(final97=="Sh",1,0)'

r.le.patch -t mapa=mapa1 sam=w fra=f1

cd r.le.out

mv f1.out /export/home/dany/resultados/indicesSpp/dfracShSpp

h=`expr $h + 1` done
```

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

Apéndice 3 Programa para calcular la atracción entre parches

Este shell calcula las distancias mínimas y la atracción entre parches. Lee los datos que se obtienen con el comando r.le patch de grass (archivo formaSp), la línea de comando utilizada fue: r.le patch -t map=vSp sam=w sh l=m3 sh2=h l out=formaSp.

```
for ddd in forma97
do
cat $ddd | nawk '{
reng[$3]=$5; col[$3]=$6; area[$3]=$7; dismin[$3]=1000000; tparch[$3]=$4; total=$3
} END {
arch = sprintf ("archivo")
for(i=1; i <= total; i++){
nparch[i]=1
for(j=1; j <= total; j++){
# Solo hace los cálculos para parches del mismo tipo
if ( tparch[i] == tparch[j] && j != i ) {
# Calculo de distancias
dist=sqrt((col[i]-col[j]) ^ 2 + (reng[i]-reng[j]) ^ 2)
# Calculo de accesibilidad
acces[i]=dist+acces[j]
# Calculo de interacciones
inter[i]=area[i]/dist ^ 2 + inter[i]
print i,j,tparch[i],dist,1/((area[i]* area[j])/dist ^ 2) >> arch
mv archivo archivo.$ddd
done
```

Apéndice 4. Programa para calcular los árboles parsimoniosos y jerarquización de parches

Este shell calcula el MST (Minimum Spanning Tree) o el árbol parsimonioso de acuerdo a la distancia o la atracción, según sea el caso. Los archivos que ocupan se generan a partir del shell dist.sh.

```
#cat ach.encino rie | nawk '{ if (S3==1){printf "%d %d % 4f\n",S1,S2,S5}' > encino.txt
for tipo in pino.txt
```

```
do
```

```
cat $tipo | nawk 'BEGIN {distmin=100000}
```

```
{
```

```
arch = sprintf ("pino2.MST")
```

```
arch2= sprintf ("pino2 int sin")
```

```
if { NR == 1 } {
```

```
  cuenta=i
```

```
  temp=S1
```

```
  parche[cuenta]=S1
```

```
}
```

```
if { NR != 1 && temp != S1 } {
```

```
  temp=S1
```

```
  cuenta=i + cuenta
```

```
  parche[cuenta]=S1
```

```
}
```

```
  dist[S1,S2]=S3
```

```
} END {
```

```
total=cuenta
```

```
bandera=1
```

```
for { vuel=1, vuel<= 2; vuel++ } {
```

```
  if { bandera==1 } var=1
```

```
  else var=total
```

```
  for { pp=1, pp<=var, pp++ } {
```

```
    print
```

```
    if { vuel > 1 } {
```

```
      distmin=100000
```

```
      for { kk=1; kk <= total; kk++ } {
```

```
        b[parche[kk]]=0
```

```
      }
```

```
    }
```

```
    for { kk=1; kk <= total; kk++ } {
```

```
      for { j=1, j <= total; j++ } {
```

```
        w=bandera - 1
```

```
        if { parche[kk] != parche [ bandera - 1 ] } {
```

```
          if { parche[j] != parche [ bandera - 1 ] } {
```

```
            if { dist[parche[kk],parche[j]] < distmin && dist[parche[kk],parche[j]] != "" } &&
```

```

    dist[parche[kk],parche[jj] != 0 ] {distmin=dist[parche[kk],parche[jj]}
    h=parche[kk]
    h1=parche[jj]
}
}
}
}
}
if (bandera==1){ print h, h1, distmin > arch}
tot=dist[h,h1]
b[h]=1
b[h1]=1
if { vuel==1} ciclo=total -2
else ciclo=total -3
for ( lo=1, lo <= ciclo, lo++ ) {
    min=100000
    for { kk = 1, kk <= total ; kk++ } {
        for { j = 1; j <= total ; j++ } {
            if{ parche[kk] != parche[ bandera - 1]}{
                if{ parche[j] != parche[ bandera - 1]}{
                    if ( (b[parche[kk]] != 1 && b[parche[jj]] == 1) || (b[parche[kk]] == 1 && b[parche[jj]] != 1) ) &&
                        parche[kk] != parche[j] && dist[parche[kk],parche[j] != 0 && dist[parche[kk],parche[jj] != "" ){
                        if ( dist[parche[kk],parche[j] < min ){ min=dist[parche[kk],parche[j]}
                            h=parche[kk]
                            h1=parche[j]
                        }
                    }
                }
            }
        }
    }
    b[h]=1
    b[h1]=1
    tot=1/dist[h,h1] + tot
    if (bandera==1){ print h, h1, 1/min >> arch}
}
if (bandera==1){cero=tot/lo}
else printf ("%d\t%4.1\t%.4f\n", parche[pp],cero-(tot/lo),(cero-(tot/lo))/cero) >> arch2
bandera++
}
}
}'
done

```