

Capítulo 3

02

Análisis de las estructuras espaciales



La consideración del espacio, las relaciones espaciales y la heterogeneidad ha confluído, desde el nacimiento de la ecología del paisaje, al establecimiento de una nomenclatura de los tipos de objetos presentes en los paisajes, así como a múltiples trabajos que proponen medidas relativas al espacio. En este capítulo se presentan algunas de estas investigaciones y se remiten al lector a la abundante bibliografía (Turner *et al.*, 1991) para informaciones complementarias. Asimismo, se presentan las principales aplicaciones de la geuestadística (Haining, 1990) y la geografía (Ciceri *et al.*, 1977).

Antes de interrogarse acerca de las técnicas a utilizar, es indispensable plantearse qué es el espacio desde un punto de vista ecológico y cómo abordar entonces el análisis espacial. En este sentido, se tratarán dos puntos esenciales: 1) el recorte del paisaje, su segregación en unidades elementales; y 2) la variación de una misma medida en el seno de un paisaje según la posición adoptada. Si es importante desarrollar métodos de análisis espacial con el objetivo de obtener medidas en un mapa, lo es aún más dar un sentido ecológico a estas medidas, es decir, comprender cómo la descripción de la estructura está ligada a procesos como el desplazamiento de las especies, la dinámica de poblaciones o los flujos físico-químicos.

Para comprender la importancia de los conceptos y las técnicas relativos a la estructura paisajística, es suficiente observar algunos paisajes (figura 3.1).

El primero es un paisaje normando. Se puede caracterizar fácilmente por la presencia de una red de setos y de praderas permanentes, que son el tipo de ocupación del suelo más importante.

El segundo también es un «bocage», pero en este caso bretón. Los cultivos anuales (campos de labor) son dominantes y los setos, relictuales. Destaca la presencia de establos para el ganado de reciente construcción.

El tercero es un paisaje de Lorena. En el flanco de la ladera dominan los campos abiertos («open field»), mientras que el borde de la llanura es boscoso y el valle está ocupado por viviendas y espacios cultivados con árboles. Este paisaje se sitúa en el lado opuesto al Pays d'Auge (Normandía), en el borde este de la Cuenca Parisina; la geomorfología es similar, pero la historia y la cultura son muy diferentes. Mientras que Lorena se caracteriza por una agrupación del hábitat y una rotación trienal de los cultivos reglada por la comunidad del pueblo, en Normandía los rasgos típicos son la dispersión del hábitat y las parcelas individuales.

El cuarto es un paisaje del valle del Dordoña. Setos, bosquetes, campos, huertos y casas están presentes sin ninguna directriz perceptible, los elementos se suceden unos a otros en un espacio sin regularidad. Sólo la distinción entre el valle agrícola y la vertiente boscosa marca una organización fuertemente ligada al relieve.

El quinto es un paisaje mediterráneo: el valle de Duyes, cerca de Digne. Los tipos de ocupación del suelo son muy diversos, con especies perennes (lavanda) que se mezclan con cultivos anuales. Las elevaciones del terreno están ocupadas por zonas forestales; el carácter rectilíneo de sus límites es indicativo de las reforestaciones. En las zonas bajas, los límites son más fluidos, pudiendo resultar de una colonización por leñosas en el contexto de un fenómeno de abandono.

El sexto es un paisaje homogéneo, se trata de una zona de praderas en el estado de Washington (EFUU). En este caso, los cereales han reemplazado a la vegetación de las praderas; en el centro de la foto se observa un fragmento residual de una de ellas. La diversidad vegetal ha disminuido fuertemente, pero la fisionomía del paisaje ha cambiado poco.

Para comparar estos paisajes y comprobar las relaciones entre sus características ecológicas (flora, fauna...) y sus estructuras paisajísticas, es indispensable la utilización de variables métricas. Pero antes de realizar las medidas, es necesario localizar espacialmente los elementos paisajísticos, nombrarlos y clasificarlos, discerniendo los unos de los otros o reuniéndolos en un mismo grupo. Por ejemplo, habrá que decidir si se debe tomar en cuenta la diversidad de los cultivos (trigo, maíz, colex...) o si es suficiente una variable agregada «cultivos».

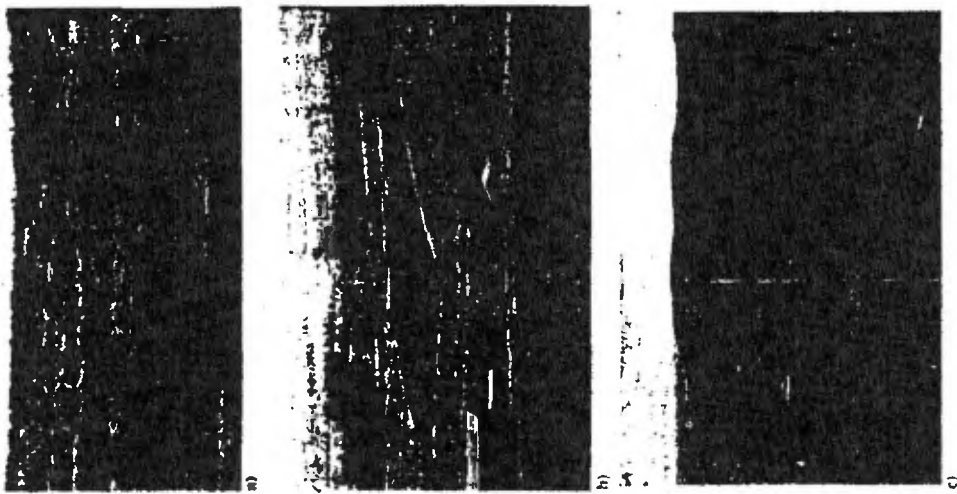


Figura 3.1. Seis paisajes sets históricos, seis estructuras:
a) Pays d'Auge, Normandia, b) Cuenca de Rennes, Bretaña, c) Châtenoi, Lorena.



Figura 3.1 (cont.)
d) Valle del Dordogne, Périgord, e) Dniep, Ucrania, f) Dniep, Ucrania.

El objetivo de este capítulo es presentar un conjunto de métodos que permitan describir las estructuras del paisaje. Los comienzos de la ecología del paisaje estuvieron marcados por una importante producción de índices destinados a medir y cuantificar estructuras. En la revista «Landscape Ecology» (Haines-Young y Chopping, 1996) se encuentran numerosos trabajos de este tipo, concluyéndose que existe aún una necesidad urgente de desarrollar investigaciones encaminadas a relacionar estos índices con los procesos ecológicos, ya que su utilización en ordenación del territorio puede aún conducir a errores. La presentación de estos índices se acompaña de tests que muestran sus limitaciones y las precauciones a tener en cuenta durante su empleo.

El principal problema de estas medidas es que pretenden resumir una estructura espacial en un número. Entonces, una gran cantidad de información espacial frecuentemente se pierde, principalmente en el caso de las medidas que se basan en el cálculo de la media. La superficie media forestal puede ser idéntica en paisajes con distribuciones de clases de superficie muy diferentes; lo mismo puede ocurrir al analizar la distancia media entre los bosques. Actualmente, la disponibilidad y la facilidad de empleo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) permite gestionar la información espacial y proponer nuevos métodos de análisis de las estructuras paisajísticas. Con estos nuevos procedimientos, es posible incorporar hipótesis sobre la «percepción» de los paisajes por parte de diferentes organismos animales o vegetales. Así, las investigaciones recientes se centran, en gran parte, en los desplazamientos de los animales. Por otra parte, la distribución espacial de las plantas o los flujos de materia (nutrientes, contaminantes) están también controlados por las estructuras paisajísticas, siendo objeto de numerosos trabajos.

El capítulo está organizado de la siguiente forma: una presentación de los conceptos relativos a los elementos y las estructuras del paisaje precede a una descripción detallada de las medidas de heterogeneidad, fragmentación y conectividad. Le siguen dos apartados sucintos relativos a los fractales y la geostatística. Un ejemplo de tipología de las estructuras paisajísticas remata estos análisis estructurales.

A lo largo de este capítulo, se recurrirá frecuentemente a estructuras paisajísticas simuladas, que facilitan su manipulación, así como una diversidad de aproximaciones analíticas.

1. Tipos de elementos paisajísticos

En uno de los textos fundadores de la ecología del paisaje, Forman y Godron (1981) proponen una distinción entre los diferentes elementos que componen un paisaje (figura 3.2). La matriz es el elemento dominante, englobante; en su seno se encuentran las manchas (bosques, viviendas) y los corredores o elementos lineales. El conjunto de las manchas constituye un mosaico y el conjunto de los corredores una red. En el caso de las manchas (y los corredores) se puede diferenciar un borde, que interacciona fuertemente con la matriz o las manchas vecinas, y un medio interior, donde las interacciones son muy débiles o nulas. Cuanto más alargadas son las manchas, mayor es la proporción borde/interior.

La disposición espacial del mosaico y las redes constituye el patrón paisajístico. Sirve para diferenciar o comparar dos paisajes desde el punto de vista estructural.

Esta nomenclatura ha proporcionado el contexto necesario para la descripción de las estructuras paisajísticas y el establecimiento de procedimientos de muestreo de fauna y flora, permitiendo probar la existencia de un «efecto paisaje».

Dos puntos merecen ser discutidos: 1) el predominio de lo visual; estos elementos son en primer lugar entidades visuales, estables al menos a medio plazo, pero no entidades fun-

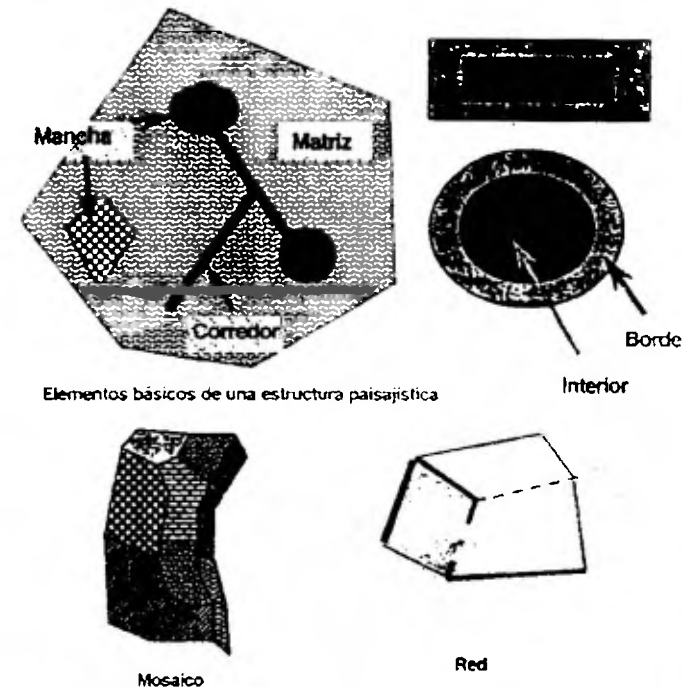


Figura 3.2. Tipos de elementos del paisaje.

cionales. Después se verá que existe una multitud de diferencias no visibles, debidas a las actividades humanas (por ejemplo, fertilización de las parcelas), y de diversidades efímeras, debidas a procesos fisiológicos (por ejemplo, la floración). 2) La noción de matriz como espacio indiferenciado, neutro u hostil. Esta es una noción adoptada de la teoría biogeográfica insular, según la cual el océano es un medio radicalmente diferente a las islas o los continentes. Por contra, en el medio terrestre existe todo un gradiente de situaciones entre el bosque y las tierras de labor. Es preferible hablar de mosaico paisajístico como un conjunto de manchas de diferente naturaleza. Este incremento de la complejidad en la representación de los paisajes, posible gracias a los adelantos tecnológicos, se debe a las modernas investigaciones biológicas. Sin embargo, hay que subrayar que las representaciones iniciales, que pueden parecer esquemáticas, han permitido identificar situaciones simples, necesarias para el nacimiento de una disciplina y para los primeros tests de hipótesis.

Este reconocimiento de los elementos, al igual que los análisis estructurales, se hace en una perspectiva de conexión con los fenómenos ecológicos. Entonces, la primera cuestión a plantearse es: ¿qué parámetros pueden influir en la presencia, supervivencia, desplazamiento y reproducción de un organismo, de una población animal o vegetal en un pai-

raje? Es decir, ¿qué se debe representar en un mapa, qué se busca en los análisis? Hay una iteración constante entre los análisis de las estructuras paisajísticas y los conocimientos biológicos. Cuestiones similares se han planteado en el estudio de las relaciones entre las actividades humanas y la dinámica de los paisajes: ¿qué distinguir, qué agregar?

Desde el punto de vista biológico, el primer factor a tener en cuenta es la presencia de un hábitat, de un medio favorable o al menos aceptable. El problema teórico y metodológico esencial es la necesidad de referirse a una especie y a sus características biológicas (desplazamiento, migración, nutrición, alimentación, reproducción...). Esta perspectiva de análisis que da un valor funcional a los paisajes no es la más común. La aproximación dominante, en ecología del paisaje, es partir de un funcionamiento ecológico conocido y tratar de relacionarlo con una medida de la estructura. Como no es posible hacer un análisis que incluya a todas las especies, la alternativa es crear tipologías de especies. En esta línea está la definición de grupos funcionales (Lavorel *et al.*, 1998; Médail *et al.*, 1998) relativos a las características vitales particulares de las especies, su modo de locomoción o su estrategia alimentaria o reproductora. Este problema se tratará nuevamente en el capítulo dedicado a la modelización.

2. De la parcela en el bosque al bosque en el paisaje

El estudio de las comunidades vegetales o animales de los bosques ocupa un lugar importante en ecología. Frecuentemente, se consideran como las comunidades originales presentes antes de las grandes deforestaciones; idea que conviene corregir a la vista de los trabajos sobre la dinámica de los paisajes no humanizados. Estas especies forestales son un modelo interesante, ya que, como todas las especies especialistas, son sensibles a la fragmentación de su hábitat (Farina, 1998).

Estas comunidades pueden estudiarse de diversas formas, siendo los métodos más clásicos los inventarios de plantas, los trameos de insectos o micromamíferos, las estaciones de escucha para aves, etc. Estas observaciones pueden relacionarse con la estructura de la cubierta forestal o el tiempo transcurrido desde la última tala (Blondel, 1995).

Inspirándose en la teoría biogeográfica de las islas desarrollada por Mac Arthur y Wilson (1967), diversos autores (Forman *et al.*, 1976; Whitcomb *et al.*, 1981) abordaron el estudio del efecto del tamaño de los bosques sobre la comunidad omítica. Por su parte, Forman y sus colegas (Forman *et al.*, 1976) evidenciaron que los grandes bosques abrigan más especies que los bosques de pequeño tamaño (figura 3.3).

Además de la estructura interna de la vegetación y de la superficie de los bosques, también es posible tener en cuenta la posición relativa de estos bosques entre sí para estudiar el «efecto archipiélago», que facilita los intercambios (figura 3.4a).

Asimismo, se pueden abordar dos aspectos complementarios (figuras 3.4b y 3.4c) en el análisis de la inserción de los bosques en el paisaje: 1) los setos, que relacionan los islotes forestales entre sí, pudiendo jugar un papel de corredor a través del espacio agrícola; 2) los espacios agrícolas y viviendas, que pueden diferenciarse e integrarse en el análisis en tanto que causan un efecto de vecindad que puede afectar a las comunidades bióticas. Este efecto fue ya mostrado por Matthiae y Stearns (1981).

Es necesario subrayar que los métodos de muestreo y de análisis de datos varían según la elección del observador en función de las diferentes cuestiones planteadas. El primer método (muestreo independiente de los bosques), cubre un máximo de condiciones climáticas y de estructura de la vegetación y permite una aproximación regional de las comunidades. Por contra, para demostrar el efecto archipiélago, se debe analizar un número restrin-

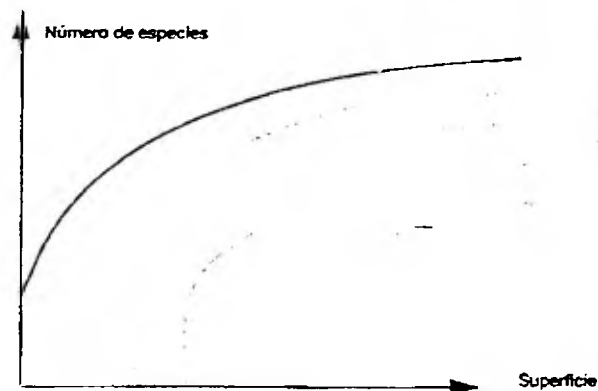


Figura 3.3. Relación entre el tamaño del bosque y el número de especies de aves presentes (simplificado de Forman *et al.*, 1976).

gido de bosquetes vecinos: el conjunto a estudiar está prácticamente fijado desde el momento en que se selecciona el primer bosque. En este caso, se estudian los efectos de la estructura espacial resultante de la posición relativa de los bosquetes, pero no los efectos de la variabilidad interna, aunque existen siempre.

3. Tipologías de manchas y corredores

En el párrafo anterior, se consideraba una sola categoría de «bosque». Muy frecuentemente, al elaborar la cartografía hay que establecer una tipología de manchas, corredores... La figura 3.5 aporta un ejemplo de las diferentes posibilidades existentes al cartografiar un mismo espacio utilizando tipologías más o menos detalladas.

En el primer caso, se trata de una cartografía simple en la que sólo figuran las zonas forestales y los edificios, esto significa implícitamente que el organismo estudiado no hace distinciones, en términos de tipo de vegetación, entre las zonas boscosas y que es insensible a la diversidad de zonas abiertas. En el segundo mapa, aparecen las praderas permanentes. En el tercero, se detallan los cultivos, pudiendo oponerse cultivos de invierno y de verano o compararse las fechas de floración.

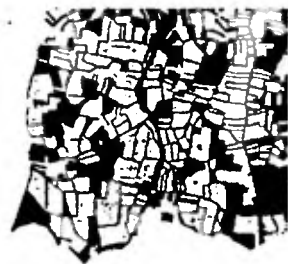
La utilización de sistemas de información geográfica permite almacenar una información espacializada diversificada y así, producir conjuntos de mapas para un mismo paisaje. En la tabla 3.1 se presentan brevemente los fundamentos de los SIG, las nociones básicas que permitirán entender los análisis presentados en adelante. Para más información, se remite al lector a los manuales de SIG y a las obras especializadas en aplicaciones a la ecología del paisaje (Haines-Young *et al.*, 1993; Johnston, 1998).

La coherencia de las tipologías debe estar asegurada; por ejemplo, la comparación entre paisajes en el espacio o en el tiempo debe considerar las mismas categorías en cada caso. En este sentido, Suárez-Seoane (1998) mostró una dependencia entre los resultados del análisis



a) Archipiélago de islas forestales

b) Islas forestales y red de setos



c) Islas forestales en un espacio agrícola

Figura 3.4. Diversas representaciones de un conjunto de islas forestales en respuesta a diferentes cuestiones o hipótesis.

de las estructuras paisajísticas y la complejidad de las tipologías consideradas. Una primera elección es la definición de la unidad base de la cartografía: unidad elemental obtenida en el terreno o unidad sintética. En esta elección intervienen consideraciones tanto ecológicas (especie o proceso estudiado) como técnicas (número de unidades, resolución del mapa).

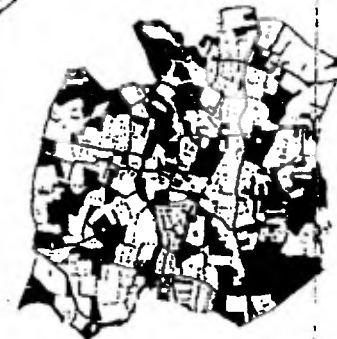
Una vez elaborada la cartografía, ¿cuáles son entonces los parámetros a medir o a tomar en cuenta en las medidas?

Hasta ahora, sólo se han utilizado tipologías de elementos con límites claramente definidos, al menos en la cartografía. En adelante, se utilizarán gradientes tipológicos, es decir representaciones espaciales de objetos que varían de forma continua. Por ejemplo, el reparto de los árboles en un paisaje puede ser tal que el límite entre bosque y no bosque sea fluido. La percepción que tiene un organismo de un paisaje también puede conducir a la representación de gradientes más que de entidades con límites abruptos. Esto lleva a recurrir en el hecho de que las diferentes cartografías no son más que representaciones de paisajes correspondientes a cuestiones o puntos de vista particulares. Kotliar y Wiens (1990) insisten en la importancia, pero también la dificultad, de definir las manchas pertinentes para la comprensión de un fenómeno ecológico.

Vías de comunicación,
hábitats, bosques
y eriales



+ praderas
permanentes



- Bosques y eriales
- Casas y huertos
- Praderas permanentes
- ▨ Praderas temporales
- ▤ Maíz
- ▥ Otros cultivos



+ praderas
permanentes,
praderas
temporales,
maíz y otros
cultivos

tipología de manchas

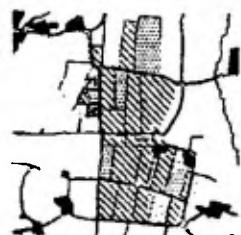
Figura 3.5. Representación cartográfica de una misma zona utilizando diferentes tipologías, diferentes objetos cartográficos.

TABLA 3.1
Fundamentos de los sistemas de información geográfica

¿Qué es un sistema de información geográfica (SIG)?

Un SIG es un sistema informático que permite almacenar, generar, representar y manipular informaciones espacializadas. Se basa en el principio de definir objetos localizados en el espacio y caracterizarlos mediante un conjunto de variables resultantes de la observación, la encuesta o el cálculo.

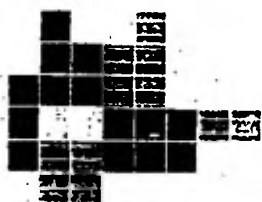
Existen dos tipos de SIG, definidos en función del tipo de objetos que representan: el SIG en modo vector y el SIG en modo raster.



El SIG vector utiliza tres tipos de objetos:

1. Polígonos: son objetos bidimensionales, como los elementos de un mosaico, las parcelas.
 2. Arcos: son líneas, frecuentemente los bordes de los polígonos.
 3. Puntos.
- Aclaración: un seto puede ser una línea si es el límite entre dos parcelas, o un polígono si al representarlo se distinguen sus dos bordes. Es una cuestión de escala de representación.

Este tipo de SIG permite representar polígonos distinguiéndolos por tramos, como en el mapa anterior.



El SIG raster sólo representa píxeles: es decir, unidades elementales cuadradas. Cada píxel se representa mediante un color. En la figura de la izquierda se han separado los píxeles entre sí para visualizarlos mejor. Este formato es el de las imágenes de satélite y las pantallas de televisión o del ordenador.

La rasterización se hace a partir de un mapa vector, utilizando una red en la que a cada malla se le atribuye un objeto. El tamaño de las mallas (grado de rasterización) es determinante en la precisión del mapa.

Todos los análisis presentados en este capítulo se realizaron a partir de mapas en formato raster.

En un SIG se deben identificar todos los elementos. Los píxeles vienen determinados por sus coordenadas X e Y. Generalmente, su primera característica es su pertenencia a una parcela, un seto, objetos identificados en sí mismos. De esta forma se establece un nexo entre la base de datos, que contiene informaciones de los objetos observados, y el mapa rasterizado.

4. Algunas nociones básicas sobre las aproximaciones cuantitativas

Las aproximaciones cuantitativas de la fragmentación, la conectividad o la heterogeneidad pueden reventar en importantes avances, principalmente desde la puesta a punto de diversos programas informáticos. Estas nociones están muy ligadas entre sí (un mismo gráfico puede representar varias de ellas, aunque cada una aportará una información diferente), por lo que es necesario adoptar definiciones básicas que permitan desarrollar posteriormente las medidas.

4.1. El tamaño de las manchas: la fragmentación

El primero de estos parámetros es la cantidad de hábitat disponible. El hábitat es el conjunto de manchas que un organismo puede utilizar. La disponibilidad es la cantidad total (superficie total), pero también la cantidad en un solo bloque. Esto plantea el problema de reparto espacial de la superficie, es decir, la evolución de grandes manchas a manchas cada vez más pequeñas y alargadas. En la figura 3.6.a, los dos tipos de manchas no están totalmente fragmentados, mientras que en b y c lo están extremadamente.

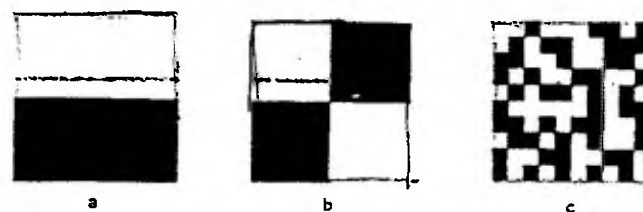


Figura 3.6. Representación de tres grados de fragmentación creciente.

La sensibilidad de los individuos de una especie a la fragmentación depende de su grado de desplazamiento cotidiano, de su escala de actividad. Los hábitats de la figura 4c pueden no ser percibidos como fragmentos por especies que se desplazan poco. La fragmentación puede jugar un papel esencial en el mantenimiento de las poblaciones: en un fragmento puede haber suficiente espacio para uno o varios individuos, pero no para una población.

4.2. Relaciones espaciales entre las manchas: la conectividad

Los movimientos entre las manchas son un proceso esencial en ecología del paisaje. Estos movimientos pueden tener lugar entre manchas del mismo o de diferente tipo. En este último caso, se trata de movimientos que corresponden ya sea a actividades vitales (nutrición, reproducción, hibernación), ya sea a la capacidad de utilización de varios tipos de manchas. La capacidad de los individuos de una población de dejar una mancha para colonizar otra del mismo tipo es el proceso fundamental de mantenimiento de las metapoblaciones por un lado, y por otro, es un proceso esencial de la dinámica de los paisajes después de una perturbación o un abandono de las tierras agrícolas.

El término conectividad espacial se refiere al hecho de que dos manchas del mismo tipo sean adyacentes, estén unidas en el espacio. La conectividad funcional es relativa al hecho de que un individuo o los propágulos de una especie puedan pasar de una mancha a otra, incluso si son alargadas (Baudry y Merriam, 1988). De nuevo, la capacidad de desplazamiento de los individuos es un factor esencial.

La figura 3.7 muestra cómo configuraciones espaciales diferentes hacen variar las conectividades espaciales y funcionales. En a, el elemento negro forma una mancha continua, muy conectada, de forma que todas sus partes pueden relacionarse fácilmente entre sí por el movimiento de un animal. En b, el elemento negro está bastante fragmentado, sin

embargo, existen trayectorias que permiten recorrerlo de forma continua. La conectividad espacial es mucho más débil que en a, existiendo una restricción de la conectividad funcional para aquellos organismos que no puedan desplazarse en el seno de otro elemento. En c, la fragmentación es aún más importante, la conectividad espacial es muy débil y sólo los organismos con necesidades espaciales limitadas pueden utilizar los fragmentos, a menos que su comportamiento les permita pasar de una mancha a otra sin que haya continuidad espacial. Tal conectividad funcional puede ser asegurada por el vuelo, como es el caso de las aves que utilizan un archipiélago de bosquetes. En d, la conectividad funcional entre dos elementos del mismo tipo está asegurada por una fuerza física, como el viento, que permite los intercambios (unidireccionales) entre elementos paralelos, más que entre elementos próximos. No hay relación entre conectividad espacial y funcional.

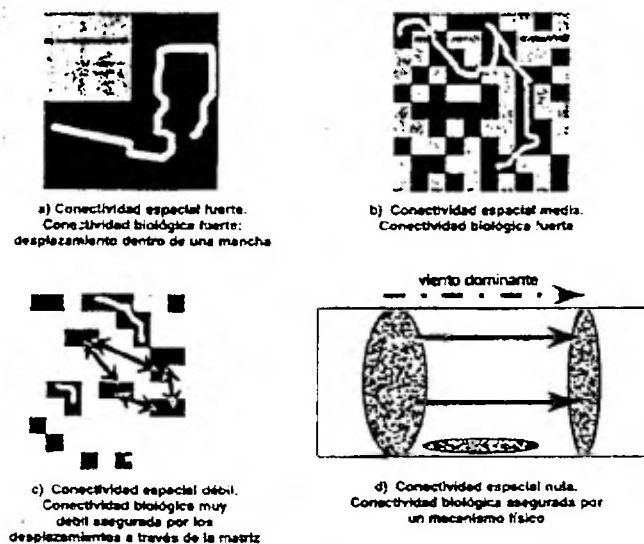


Figura 3.7. Variación de la conectividad espacial y funcional.

Una forma de cuantificar la conectividad espacial es contar parejas de píxeles del mismo tipo a lo largo de las líneas y columnas de una red.

4.3. El mosaico en su conjunto: la heterogeneidad

Un paisaje se presenta en primer lugar como un conjunto de elementos más o menos fragmentados o conectados: es el mosaico paisajístico, que se reconoce como un conjunto espacialmente heterogéneo.

La heterogeneidad tiene dos componentes: la diversidad de elementos paisajísticos (manchas) y la complejidad de sus relaciones espaciales. En la figura 3.8, la heterogeneidad aumenta de a a b, ya que se igualan las proporciones de los elementos; en b, la probabilidad de que ocurra un elemento u otro es igual, mientras que en a, hay una mayor probabilidad de que suceda el elemento negro, es decir, hay una mejor previsibilidad de los sucesos. De b a c, se produce un aumento del número de elementos, de la diversidad y como consecuencia, de la heterogeneidad espacial. De d a f, se recupera la figura 3.6, que ilustraba la fragmentación: en este caso, la diversidad (2 tipos de elementos) y sus proporciones (50%) permanecen idénticas, mientras que la heterogeneidad aumenta como consecuencia del reparto espacial. Cada vez se necesita más información para describir las relaciones entre los dos tipos de elementos. En d: negro y gris ocupan cada uno la mitad del espacio, distribuyéndose cada color en un solo bloque. En e: negro y gris también se reparten el espacio al 50%, pero cada color se distribuye en dos bloques de igual tamaño, repartidos en cuatro cuadrados en el espacio. En f: negro y gris ocupan cada uno la mitad del espacio, pero su distribución está muy fragmentada: en la primera línea se observa una sucesión de dos celdas grises, después una negra... Este ejemplo resalta el aporte de la espacialización en la descripción de un paisaje. La variedad indica cuántos elementos están presentes, la diversidad es relativa a su respectiva proporción en superficie y la heterogeneidad permite conocer sus relaciones espaciales.

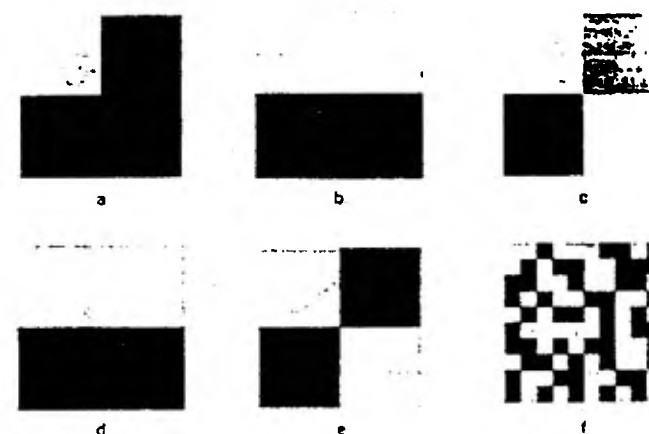


Figura 3.8. Componentes de la heterogeneidad. Entre a y c, la heterogeneidad aumenta como consecuencia de un cambio en la proporción y el número de elementos; de d a f, aumenta por una variación en el reparto espacial de estos elementos.

Más adelante, se presentarán en detalle un conjunto de medidas relativas a la heterogeneidad, la fragmentación y la conectividad. Se ha adoptado este orden ya que permite pasar de nociones esencialmente estructurales a nociones de funcionalidad espacializada. Pero, antes, hay que presentar la noción de escala, que es esencial al abordar el espacio o el tiempo.

4.4. Nociones de escala y jerarquía

El conocimiento de la escala de un mapa es indispensable para su utilización. Obviamente, un mapa de carreteras que representa las autopistas que atraviesan un país no contiene la misma información que los mapas topográficos utilizados por un excursionista. Estos mapas se diferencian en dos aspectos: 1) el espacio representado, la **extensión**, que es mayor en el caso del mapa de carreteras; 2) la **resolución**, es decir el nivel de detalle o **grano** de información, que es el tamaño del menor objeto representado. La mayor resolución es la del mapa topográfico (por ejemplo, 1/25 000) donde se distinguen los edificios, los setos, etc., todos ellos detalles inútiles en un mapa de autopistas. En el primer caso, se habla de gran escala o escala fina y en el segundo, de pequeña escala (1/1 000 000 es mucho menor que 1/25 000) o escala gruesa.

Al hablar de escala, se deben precisar los dos parámetros extensión y resolución (o grano). En la figura 3.9, los mapas a, b y c representan un mismo tipo de elemento del paisaje, del cual se considera una tasa mínima de presencia, visto a través de recortes espaciales cada vez más gruesos: se trata de ventanas donde los píxeles se agregan en 10×10 , 50×50 y 100×100 . A grano fino, se pueden localizar todas las manchas pequeñas, mientras que a grano grueso ya no son perceptibles; por contra, este grano grueso hace aparecer una continuidad espacial en lugar de una fuerte fragmentación. Los mapas d y e tienen una extensión diferente, e es una parte de d.

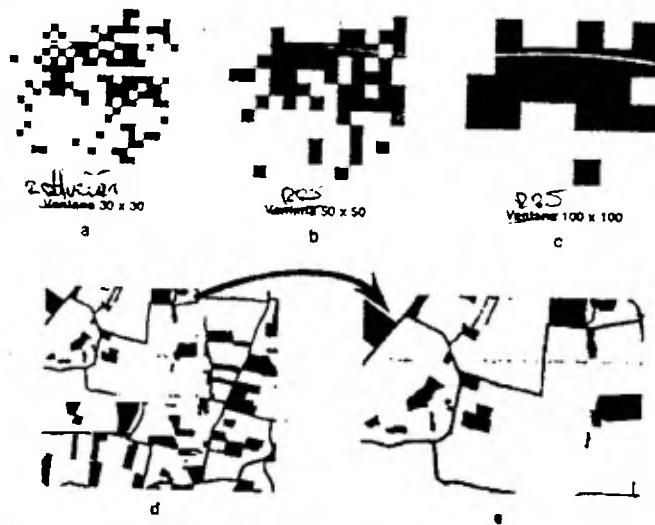


Figura 3.9. Escalas: variación de la extensión y la resolución.

Los mismos parámetros se aplican al tiempo.

Es conveniente señalar que la escala de los dos mapas del anterior ejemplo se refiere a diferentes actividades en el espacio: una, el desplazamiento en una autopista, rápido y abarcando cientos de kilómetros; la otra, una excursión, lenta y con desplazamientos más limita-

dos. Se puede entonces establecer un vínculo entre las escalas de análisis espacial (o temporal) y la forma de utilizar el espacio. Es decir, en general, se cartografiarán espacios más restringidos con mucho detalle para las especies que se desplazan lentamente y espacios más grandes (menos detalle) para las especies que se desplazan rápidamente. Cuando se tiene en cuenta simultáneamente el espacio y el tiempo, frecuentemente se aprecia una correlación entre las grandes escalas espaciales y temporales (figura 3.10). Esto permitirá definir los niveles de organización de un paisaje. En la figura 1.11 (Capítulo 1: «Definición de una disciplina»), se presentaba un ejemplo relativo al control de la flora de los setos; el microclima varía rápidamente según la forma de mantenimiento del seto, mientras que los efectos de las modificaciones de las estructuras agrarias (presencia de setos o no) son un fenómeno de mayor amplitud que requiere varios años.

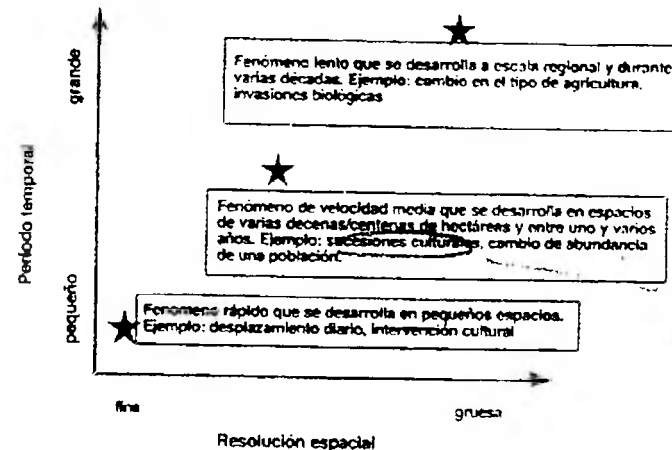


Figura 3.10. Diagrama que relaciona las escalas espacial y temporal.

Haciendo variar la escala, o al menos la extensión o la resolución, se hace variar, la mayoría de las veces, el fenómeno observado. Así, las carreteras, los cursos de agua, las costas, son más sinuosos sobre un mapa a gran escala que sobre un mapa a pequeña escala. El desplazamiento de un animal será más corto (más lento) si se observa su emplazamiento, cada hora en lugar de cada 10 minutos; en efecto, todos los nodos realizados durante la hora no serán tomados en cuenta, a menos que se hagan observaciones más frecuentes. Se trata de un problema de **dependencia de escala**. Más adelante se presentarán varios ejemplos.

Cada uno de los fenómenos tomados como ejemplo tiene sus propias escalas espacio-temporales de funcionamiento: existe una autonomía que hace que se pueda hablar de niveles de organización. Sin embargo, esta autonomía es relativa en el seno de la jerarquía de los niveles de organización. La teoría de la jerarquía (Allen y Starr, 1982; O'Neill *et al.*, 1986; Baudry, 1992) predice que los niveles englobantes tienen una velocidad de funcionamiento menor que la de los niveles inferiores...

Este marco teórico tiene importantes implicaciones prácticas, permitiendo el recorte de «lo real» en niveles de observación, asociados frecuentemente a un nivel superior de control. El caso del control de la colonización de los setos por nuevas especies, presentado en

§ 1.4.1., es un buen ejemplo. Este será el marco teórico considerado en el estudio de la dinámica paisajística y los factores de organización de los mosaicos.

Las nociones de **grano** y **extensión** también pueden aplicarse a las especies. Para Kotliar y Wiens (1990), el **grano** de una especie es la menor escala a la que el organismo percibe diferencias en el espacio; a las escalas más finas, percibe el espacio de forma homogénea y no reacciona frente a ninguna estructura. La **extensión** de una especie es el mayor espacio (espacio vital) al que el organismo responde. Entre estos dos extremos, características de cada especie, los organismos pueden reaccionar frente a todo un conjunto de manchas, organizadas jerárquicamente. Un problema esencial señalado por los etólogos (Lima y Zullner, 1996) es la falta de conocimientos sobre la forma en la que los individuos de las diferentes especies perciben los paisajes.

5. Medida de la heterogeneidad

El paisaje se define frecuentemente como un mosaico heterogéneo (Risser *et al.*, 1983; Forman, 1995), de ahí el interés del concepto y la medida de la heterogeneidad.

Partiendo de las ideas contenidas en la figura 3.8, Baudry y Burel (1982; 1985) propusieron una medida de la heterogeneidad derivada de la fórmula de Shannon, que se calcula a partir de mapas en formato raster, es decir sobre mapas constituidos por mallas o píxeles (unidades cuadradas homogéneas, como las de la figura 3.8). Esta medida también se puede calcular a partir de una serie de puntos en un transecto.

5.1. Fórmula

La heterogeneidad (H) se mide de la siguiente forma:

$$H = - \sum p(i,j) \log p(i,j)$$

«i» y «j» son pares de píxeles adyacentes horizontal y verticalmente de distinto tipo. «i» y «j» pertenecen al conjunto U de tipos de unidades paisajísticas. La consideración de parejas de píxeles (i,j) equivale a una medida de su conectividad espacial (intra e intermanchas).

En un paisaje que contenga U tipos de unidades {1, 2, 3, ..., U}, existirán $U \times U$ clases de parejas de puntos (i,j) ordenadas.

Demonstración de H

- Caso de equirrepartición de los puntos muestreados entre las unidades paisajísticas. La medida de H debe ser tal que:
 - H aumenta cuando se incrementa el número de unidades. La función $H = f(U^2)$ debe ser no decreciente.
 - Si sólo hay una unidad, $H = f(1) = 0$.
 - Si en un mismo transecto se realizan n tiradas independientes de N puntos equidistantes, a cada tirada se obtendrán U^2 clases y habrá $(U^2)^n$ formas de repartir las n muestras entre las U^2 clases, como consecuencia, $H = f(U^{2n})$. Como las tiradas son independientes, f debe ser tal que $f(U^2) = f(U^{2n})$.
- La única función que satisface las condiciones anteriormente citadas es la función logarítmica.
- Es una función creciente sobre R^+ .
 - $\log_2(1) = 0$ (a=base del logaritmo)
 - $\log_2(x,y) = \log_2(x) + \log_2(y)$
- de donde $H = \log_2(U^2)$

Todas las clases tienen un papel equivalente, introduciendo cada una una heterogeneidad igual a:

$$1/U^2 \log_2(U^2) = -1/U^2 \log_2(1/U^2)$$

$$H = \sum_{i,j} 1/U^2 \log_2(1/U^2) = \log_2(U^2)$$

b) Caso general

Los casos de equirrepartición son raros; en general, la clase (i,j) tiene una probabilidad $p(i,j)$ de estar presente, de donde:

$$H = - \sum p(i,j) \log_2 p(i,j)$$

a = 2 (H se expresa en bits en la teoría de la información) donde a = e (logaritmo neperiano).

Se pueden utilizar ciertos conceptos extraídos de la teoría de la jerarquía:

- La autoinformación de la clase (i,j) = $-p(i,j) \log_2 p(i,j)$ es la contribución de la clase (i,j) a la heterogeneidad global.
- La heterogeneidad máxima, caso de equirrepartición, se expresa como $H_{max} = \log_2(U^2)$. En la práctica, no hay razón para distinguir la sucesión de puntos (i,j) de (j,i). Empecemos la heterogeneidad máxima es inferior a la heterogeneidad teórica máxima.
- La redundancia es $R = 1 - H/H_{max}$. Varía entre 0 y 1. Es tanto más fuerte cuanto mayor es la repetición de un motivo en un paisaje.

H puede descomponerse en dos partes, una heterogeneidad debida a la continuidad de las manchas $H_c(i,j)$ y una heterogeneidad debida a la fragmentación $H_f(i,j)$ con $i \neq j$. Estos son dos componentes esenciales para distinguir paisajes. Finalmente, se remarca que la fórmula

$H = - \sum p(i) \log_2 p(i)$ es la fórmula de Shannon, habitualmente utilizada en ecología para medir la diversidad.

5.2. Propiedades

Para hacer un buen uso de una medida, hay que saber como varía su valor cuando varían los factores no tomados en cuenta. Como es bien sabido, la temperatura de ebullición del agua cambia con la altitud, eso no quiere decir que la medida de la temperatura sea falsa o mala, sino que depende de un contexto más amplio que el estado del agua.

En primer lugar se estudió la variación del valor de «H» con el tamaño del paisaje estudiado y la malla de rasterización (tamaño de los píxeles elementales). En cada caso, fue posible analizar la variación global de la heterogeneidad y de sus componentes (diversidad, conectividad). Para realizar las medidas se utilizó el programa Chioé (Baudry y Denis, 1995).

Se construyó un mapa de base (figura 3.11) con tres tipos de elementos y con una parte norte y una parte sur caracterizadas por una proporción diferente de estos elementos, de forma que es posible considerar que se trata de dos mosaicos, de dos paisajes diferentes. Se plantearon cuestiones como ¿permitirán las medidas resaltar estas diferencias? ¿cómo variarán las medidas cuando se estudien los dos mosaicos simultáneamente?

* Técnicamente, se utilizó un mapa de polígonos conteniendo identificantes casi «ordenados» en el espacio, que permitieron constituir dos grupos de polígonos. A cada grupo se le atribuyó una probabilidad diferente de presencia de los tres tipos de elementos. La utilización de una serie uniforme de números aleatorios permitió atribuir un tipo de elemento de cada polígono.

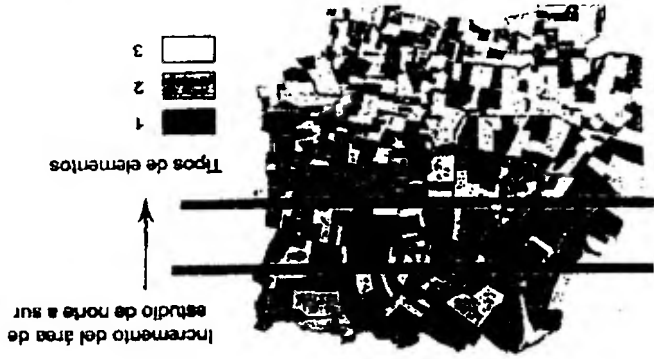


Figura 3.11. Mapa base.

Para estudiar la variación de la heterogeneidad en función de la superficie, el análisis comenzó primero por el norte y después por el sur, aumentando el espacio a intervalos de 50 píxeles y situando burdas paralelas como indica la figura 3.11. Se constató no solamente una variación de la heterogeneidad en función de la superficie estudiada, sino también un comportamiento muy diferente de la curva según se parta del norte o del sur (figura 3.12).

Comenzando por el norte, rápidamente aparece una fuerte heterogeneidad, mientras que partiendo del sur se encuentra una zona constituida por la repetición de dos elementos. Al llegar al centro del mapa (300 píxeles), se produce un brusco aumento de la heterogeneidad incrementándose otra vez hacia la zona norte. Las dos curvas no convergen y permanecen paralelas a partir de una zona de 450 píxeles de ancho.

El valor de la heterogeneidad es entonces dependiente de la extensión del espacio estudiado, y solo se descubre la existencia de dos zonas diferentes al ir de la zona más homogénea hacia la más heterogénea. Esto no es una generalidad y en este caso, se debe al efecto de

estas diferencias aparecen nuevamente en el estudio de las proporciones de los diferentes elementos (figura 3.12), en particular del elemento 1, muy débilmente representado en la zona sur. Las diferencias están mejor indicadas por las diferencias de comportamiento entre las dos curvas que por su comportamiento individual. Este fenómeno se repite para la conectividad entre tipos (figura 3.12). Se trata de la proporción del número de parcelas de píxeles adyacentes de diferentes categorías, cifra que entra en el cálculo de la heterogeneidad.

La figura 3.11 representa la variación del valor de la heterogeneidad al hacer variar el tamaño de grano del mapa pasando de un grano fino a un grano grueso. Para realizar esta operación, se construyeron mapas (figura 3.13) sucesivos tomando un píxel sobre 2, 10, 65, 80 del mapa original. Esto supone una pérdida importante de información. Se constata una fluctuación aleatoria, sin primer lugar un aumento de la heterogeneidad y después una pérdida número de píxeles establistación. Estas oscilaciones se deben principalmente al reducido número de píxeles del mapa. Repitiendo el mapa a las mismas resoluciones, se obtiene, como media, una curva estable. Es decir, que el valor de la heterogeneidad también está en función de la resolución

del mapa. El crecimiento inicial es debido al hecho de que la operación de «acharado» de los píxeles conduce a una disminución del tamaño de las manchas (y por lo tanto de la conectividad).

El crecimiento inicial es debido al hecho de que la operación de «acharado» de los píxeles conduce a una disminución del tamaño de las manchas (y por lo tanto de la conectividad).

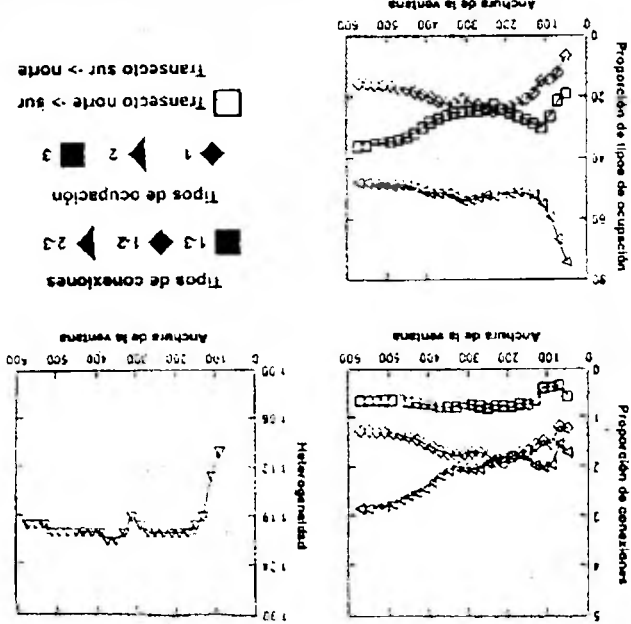


Figura 3.12. Variación de la heterogeneidad, de la proporción de los tipos de ocupación del suelo y de la conectividad en función de la superficie de análisis.

intraleamiento), y en consecuencia, al aumento de la frecuencia de las relaciones intraleamiento. Entonces, los dos tipos de conexiones disminuyen aleatoriamente.

Aquí están presentes los dos componentes del cambio de escala: el tamaño y el grano.

así como la relación de *dependencia de escala* que puede existir para una medida. Esta es una de las razones que debe conducir a la utilización de la heterogeneidad en función del tamaño del territorio estudiado y considerar que cuando se alcanza una mezcla, el paisaje es suficiente.

Simétricamente, se puede estudiar la variación de la heterogeneidad en función del tamaño del territorio estudiado y considerar que cuando se alcanza una mezcla, el paisaje es suficiente.

Existen otras razones para utilizar la medida de la heterogeneidad con precauciones. La primera es que se obtienen valores idénticos para proporciones inversas entre los tipos de elementos paisajísticos: si en el mapa de la figura 3.11, se invierten los tipos 1 y 3, se obtienen valores finales iguales. La segunda es que se pueden obtener valores similares si están presentes más tipos de elementos o si ciertos tipos están más fragmentados.

En la práctica, esta medida se utilizará de forma relativa para comparar paisajes con los mismos tipos de elementos o para estudiar la evolución de un paisaje.

El estudio de la heterogeneidad es de gran interés conceptual, ya que permite analizar las estructuras espaciales, sus componentes y los efectos de escala. Su interés práctico es menor, sobre todo cuando se trata de relacionar las medidas con un fenómeno ecológico.

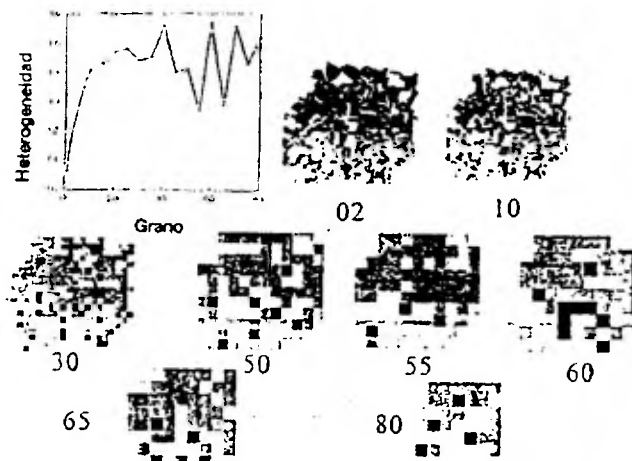


Figura 3.13. Variación de la heterogeneidad en función del tamaño de las ventanas de análisis.

6. La fragmentación

La fragmentación es uno de los conceptos más difundidos en ecología del paisaje, siendo incluso un concepto básico en el desarrollo de la disciplina, espacial por esencia. Se aplica tanto a los hábitats como a las poblaciones (poblaciones fragmentadas). Sin duda, el artículo de Forman (Forman *et al.*, 1976) aplicando la teoría biogeográfica a las islas boscosas ha contribuido fuertemente a la consideración de las características espaciales de los hábitats. Los autores demostraron una relación entre el tamaño de los bosques y la diversidad de la avifauna. Este texto es esencial, no solamente porque muestra la relación tamaño/riqueza, que es un concepto antiguo en ecología (noción de área mínima de muestra), sino también porque presenta los umbrales de superficie que permiten la presencia de las especies. En los grandes bosques, la fragmentación conduce a una pérdida de especies, ya que un gran bosque único alberga más especies que la misma superficie repartida en pequeños bosques. La relación no está tan clara para los bosques de talla mediana. Finalmente, los autores subrayan que las especies sensibles a la fragmentación tienen unas características vitales particulares (insectívoros). Asimismo, distinguen un grupo de especies de borde que se benefician, hasta cierto punto, de la fragmentación: en efecto, la distancia entre los fragmentos no debe ser demasiado grande. Entonces, no solamente la cantidad de hábitat controla la presencia de las especies, sino también la fragmentación e incluso la distancia entre los fragmentos. Por otro lado, las diferentes especies y «a fortiori» los diferentes grupos biológicos, reaccionan de forma diferente a la fragmentación.

Este texto de Forman fue seguido por la obra de Burgess y Sharpe (1981) sobre los paisajes fragmentados de América del Norte, cuya historia desde la llegada de los europeos es bien conocida, ya que se comenzó muy pronto a censar las especies y a cartografiar los territorios. Esto permite estudiar los procesos de fragmentación y además sus consecuencias ecológicas. Un ejemplo célebre es el de la región de Cádiz (Wisconsin), estudiada por Curtis, donde la superficie forestal ha pasado de 8 724 ha (propiedad de una sola persona, en

1831) a 841 ha, repartidas en 61 bosques en 1902 (Burgess y Sharpe, 1981). El trabajo incluye cartografías sucesivas y la medida de diversos parámetros.

En Europa, los trabajos sobre la fragmentación forestal fueron iniciados por Hellqvist (1976), convirtiéndose pronto en un eje central de investigación (Lauga y Joachim, 1991; Opdam *et al.*, 1993). Si bien los trabajos sobre la fragmentación forestal son frecuentes, también se han llevado a cabo estudios sobre la fragmentación de los hábitats herbáceos, como la pradera norteamericana (Herbert, 1994). Además de los efectos de tamaño y de borde, la fragmentación hace variar la heterogeneidad interna de los hábitats (Freemark y Merriam, 1986): cuanto mayor es un bosque, más posibilidades tiene de estar diversificado. Finalmente, la fragmentación interviene en los intercambios entre islotes y la probabilidad de ser colonizados por propágulos provenientes de otros islotes (Johnson *et al.*, 1981; Johnson y Adkisson, 1985).

¿Qué es la fragmentación, cómo se caracteriza? Esta cuestión se analizará desde un punto de vista estructural en las páginas siguientes. En tanto que proceso, la fragmentación se caracteriza por una disminución de la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos, en islotes.

6.1. Aproximación estructural global

Los mapas de la figura 3.14 representan un proceso que podría corresponder a una deforestación. Se trata de una simulación en el transcurso de la cual se van destruyendo aleatoriamente fragmentos de bosque. Se pasa de un estadio 1, donde el bosque es casi el único elemento del paisaje, a un estadio 5, donde no representa más que un pequeño porcentaje de la superficie total. Es interesante remarcar que hay un corredor boscoso que subsiste hasta la antepenúltima fase (estadio 4).

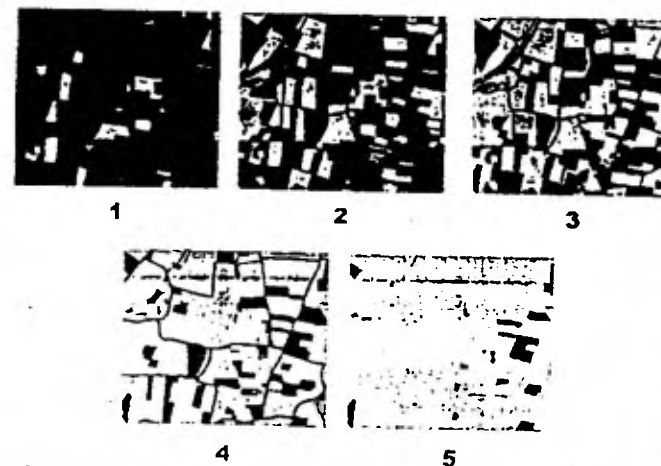


Figura 3.14. Simulación de un proceso de fragmentación.

Estos mapas pueden analizarse con la ayuda de un conjunto de parámetros espaciales (figura 3.15):

- La superficie total de bosque (en píxeles) decrece de forma constante de un estadio a otro.

- El número de manchas (fragmentos) se incrementa para estabilizarse después, mientras que su superficie media decrece primero fuertemente, y más lentamente después.
- El perímetro de las manchas (su contacto con otro medio) aumenta con el incremento de su número, decreciendo después con la disminución de su superficie.
- La relación superficie/perímetro, que es una medida de la importancia de los bordes, disminuye rápidamente, es decir, que la superficie boscosa sometida a las influencias exteriores ocupa una superficie relativa cada vez más importante.
- Se constata una disminución constante de la conectividad entre los píxeles forestales y un aumento de la distancia al bosque de los píxeles no forestales. La fragmentación conduce al aislamiento.
- La heterogeneidad global del paisaje aumenta, disminuyendo después nuevamente, cuando el espacio no forestal se vuelve mayoritario.

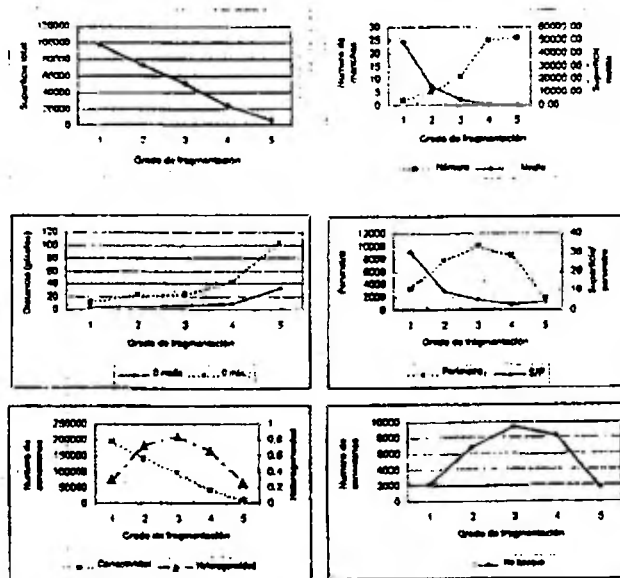


Figura 3.15. Variación del valor de algunos parámetros espaciales en el transcurso de la fragmentación.

Así, la disminución lineal del bosque con el tiempo (los diferentes estadios) se corresponde con numerosos fenómenos no lineales con aceleración, ralentización o inversión. La fragmentación es más que una pérdida de hábitat, es una modificación de la calidad del hábitat, que lleva consigo: disminución y aislamiento de las manchas y aumento del efecto borde. Esto va acompañado de una serie de efectos biológicos: presencia de especies y abundancia de poblaciones que varían de forma no lineal en el curso del proceso de fragmentación. Las especies con grandes territorios se verán afectadas más rápidamente que aquellas con pequeños territorios.

En la figura 3.16, se propone una primera aproximación de los efectos diferenciados según el grano de las especies. Para ello se realizó un análisis espacial variando el tamaño del grano. Los mapas correspondientes a los diferentes grados de fragmentación se revectorizaron en ventanas de diferentes tamaños (10, 20, 50, 75 píxeles) conteniendo diferentes proporciones de bosque (10%, 75%). Las especies que no necesitan más que un 10% de bosque en su territorio tienen hábitats disponibles en los cinco estadios simulados, pero aquellas que necesitan al menos un 75%, rápidamente se ven desprovistas de su hábitat y tanto más cuanto mayor sea su territorio. Existe entonces «a priori» una percepción diferente de la fragmentación según las especies. Esto ratifica las observaciones de disminución de la riqueza específica con la fragmentación: ciertas especies desaparecen mientras que otras persisten. En el siguiente apartado, se presenta un análisis más profundo de las estructuras espaciales bajo esta perspectiva.

6.2. Fragmentación y hábitat disponible: procedimiento analítico

Los análisis se basan en los paisajes simulados de la figura 3.16, donde se efectuó un cambio de resolución: se seleccionó un píxel sobre cinco para obtener mapas compuestos por 4 200 píxeles. Pasando a un grano más grueso, los corredores boscosos desaparecen (figura 3.17).

Un primer conjunto de análisis muestran las características globales de los mapas, así como el reconocimiento de la presencia de agrupaciones de píxeles forestales. La figura 3.18 presenta el grupo mayor en los estadios 2 a 5. En la primera fase, sólo hay un grupo, después este número aumenta para caer brutalemente en la última fase (figura 3.19).

El cambio de resolución de los mapas no conduce a una pérdida de información relativa a la cantidad de tipos diferentes de píxeles, pero desencadena un cambio importante en las estructuras espaciales, en particular en la conectividad (tabla 3.2). Los grupos más pequeños de píxeles que aseguran la conectividad a escalas finas desaparecen: la pérdida relativa de conectividad es tanto más fuerte cuando se encuentra en estados avanzados de fragmentación. De nuevo, la resolución de los mapas analizados es un factor importante a tener en cuenta.

En los siguientes análisis se trató de identificar a qué tipo de ventana pertenecen los diferentes tipos de píxeles de los mapas. Alrededor de cada uno de los 4 200 píxeles, se construyeron ventanas de 5, 10 y 15 píxeles de ancho para analizar su contenido. Se retuvieron tres umbrales de tasa de forestación: 10, 50 y 75% correspondientes a las necesidades de diversos organismos y a sus diferentes capacidades de desplazamiento.

La noción de grano de una especie, definida antes, conduce a la idea de que las diferentes especies no tienen la misma percepción de los paisajes. Los organismos muy móviles tienen un grano más grueso que los organismos sésiles (Wiens, 1997). Las exigencias de las diferentes especies en términos de hábitat son también un factor esencial; así, Andrén (1992) mostró que las diferentes especies de córvidos tienen diferentes picos de densidad en relación a los diferentes estadios de fragmentación. El arrendajo (*Corvus glandarius*) y el cuervo (*Corvus corax*) son especialistas del bosque, la grujilla (*Corvus monedula*) y la urraca (*Pica pica*) prefieren los espacios agrícolas, mientras que la corneja (*Corvus cornix*), por su parte, tiene su óptimo en los paisajes mixtos de bosque y agricultura.

La tabla 3.3 aporta algunos ejemplos de grupos biológicos con diferentes radios de acción y necesidad de bosque.

El número de píxeles forestales en cada fase es una estima del hábitat potencialmente disponible. Lo que se pretende analizar son las cantidades de hábitat «efectivamente disponible» según las modalidades de percepción. Se trata de conocer la percepción por parte de las especies modelo.

3.



1



Figura 3.16. Representación de la fragmentación mediante mapas empuestos por ventanas de diferentes tamaños considerando distancias proporcionales de borde.



Figura 3.17. Configuración de los mapas a revolución generada para los cinco ejes de la línea de fragmentos activos

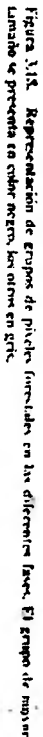


Figura 3.12. Representación de grupos de púctas (unidades en las diferentes fases). El grupo de misioneros



Figura 3.19. Evolución del número de píxeles y del tamaño del grupo más grande en los algoritmos Ising

Table 3.2

Varianción de los valores de abundancia y conectividad funcional al disminuir la resolución del mapa. Comparación con la estimación realizada a partir de los mapas iniciales y por entallas de diferencia.

Estado	Abundancia	Extrema	% diferencia	Conectividad	Extrema	% diferencia
1	3.843	3.910	0.68	7.437	7.754,24	3.81
2	2.892	2.919	0.94	5.137	5.655,84	9.65
3	2.035	2.045	0.60	3.272	3.890,66	15.94
4	930	943	0.45	1.568	1.714,48	26.01
5	246	242	-1.62	334	446,8	25.25

TABLA 3.3

Diversas percepciones de la fragmentación forestal por parte de diferentes grupos biológicos

Anchura de la ventana	Tasa 10% (escasa necesidad de bosque)	Tasa 75% (gran necesidad de bosque)
5 (pequeño radio de acción)		<i>Insectos forestales, udatadores</i>
15 (gran radio de acción)	<i>Aves de borde</i>	<i>Maníferos, rapaces forestales</i>

6.3. Caracterización de los píxeles y de su contexto

Cada píxel pertenece o no a la categoría forestal, y cada tipo de ventana pertenece o no a la categoría ventana de ancho L , teniendo menos de $T\%$ de bosque. Así, un píxel puede no ser «bosque» pero pertenecer a un tipo de ventana con un grado de forestación mínimo. Este será frecuentemente el caso de los píxeles situados en grandes ventanas con baja tasa forestal, donde la cantidad de hábitat «utilizable» es superior a la cantidad de hábitat cartografiado. Esto es lo que sucede con las especies de borde que, en los pequeños bosques, están presentes en densidades muy fuertes ya que utilizan el espacio circundante para alimentarse. Esto también lleva consigo la existencia de grandes grupos continuos de hábitat, como el que ilustra la figura 3.20. Inversamente, los píxeles pueden ser forestales y no incluirse en las ventanas.

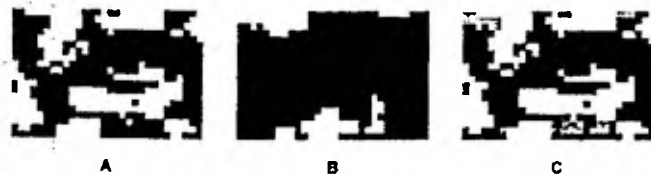


Figura 3.20. Representación de los píxeles según diversos modos de comprensión: los píxeles pueden representarse según sus características propias o según las características de las ventanas en las que se incluyen.

En A, los píxeles forestales se representan en color negro; en B, son los píxeles incluidos en una ventana de 10 píxeles de ancho que comprende menos del 50% de bosque, los que representan en negro; en C, los píxeles negros son forestales y se incluyen en el tipo de ventana definida en B, los píxeles forestales que no se incluyen en este tipo de ventana son de color gris.

En una representación del tipo B de las fases 2, 3 y 4 a bajas tasas de forestación, el mapa aparece como no fragmentado y ocupado por un gran bosque (figura 3.21).

En la fase 4, cuando no quedan más que 1 268 píxeles de bosque, existe un grupo único de hábitat de 3 717 píxeles para las ventanas de anchura 15 y tasa 10% (figura 3.21). Para esta tasa, el proceso de fragmentación es tanto más lento cuanto más grande sea la ventana (figura 3.22); es decir, existe la posibilidad de contener en una misma ventana píxeles alejados. Inversamente, la reducción del hábitat y la fragmentación son muy rápidas para tasas elevadas. En el estadio 3, no quedan más que 58 píxeles correspondientes a las ventanas de anchura 15 y tasa 75%. El fenómeno es más lento para las ventanas de poca anchura que pueden estar compuestas por pequeñas manchas.

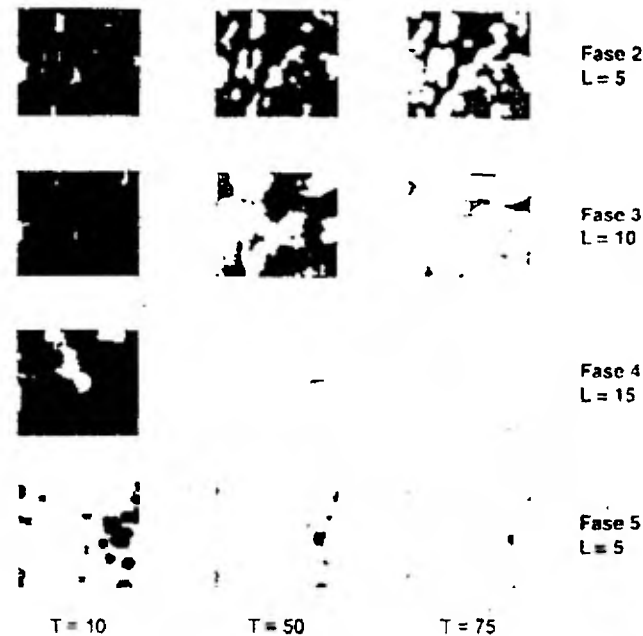


Figura 3.21. Algunos ejemplos de grupos de píxeles según su pertenencia a diversos tipos de ventanas definidos por su anchura (L) y su tasa de forestación (T) en diferente grado de fragmentación. En A, especies que requieren sólo el 10% de forestación en las ventanas, en B, el 50% y en C, el 75%.

Conclusión

La fragmentación es, en primer lugar, un fenómeno espacial que conduce a una modificación no correlacionada de diversos parámetros descriptivos de la estructura espacial. Por otra parte, es un fenómeno que puede ser «a priori» percibido de forma muy diferente según las especies. La figura 3.22 muestra como las especies de «interior» (grandes mamíferos forestales) ven disminuir su hábitat muy rápidamente (300 hectáreas) y desaparecen antes, mientras que las especies de borde (3.22a) sólo perciben los cambios muy lentamente. Esto coincide con las observaciones históricas realizadas durante las reanuncias en América del Norte (Mankin *et al.*, 1997). Entre 1800 y 1880, el ciervo, el oso negro, el puma y el castor desaparecieron del centro-oeste. Middleton y Merriam (1985) observaron lo mismo recensando las especies de los fragmentos forestales de la región de Ottawa dos siglos después del comienzo de la colonización.

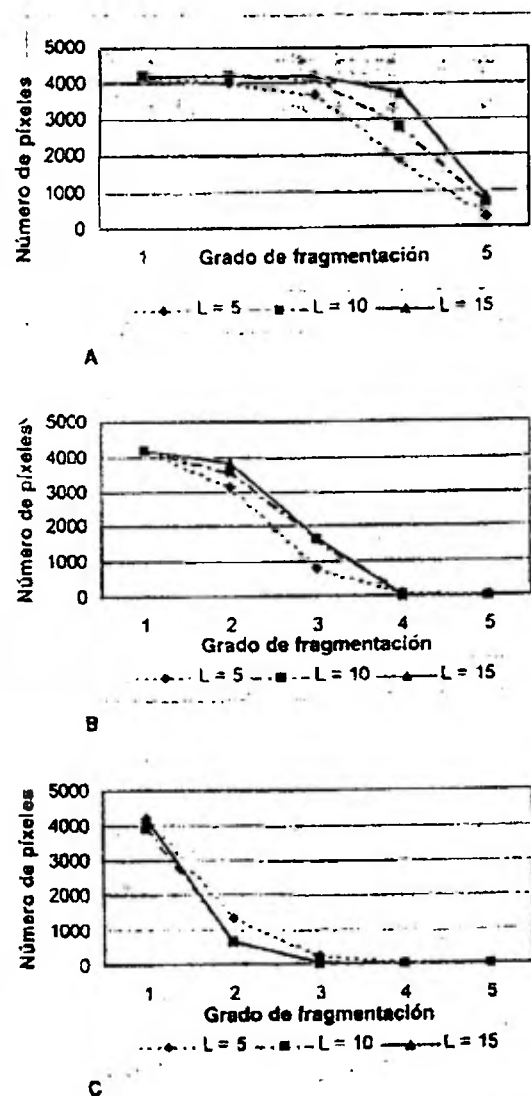


Figura A22. Tamaño máximo de los grupos de píxeles según su pertenencia a los diversos tipos de ventanas.

7. La conectividad

La «conectividad» es otro concepto fundamental en ecología del paisaje. Una de las primeras hipótesis comprobadas en el seno de esta disciplina es que si la estructura espacial es importante en la regulación de las características ecológicas de un paisaje, debe existir una fuerte correlación entre los elementos del mismo tipo comunicados entre sí (Merriam, 1984; Baudry, 1988). Los resultados obtenidos mediante procedimientos de simulación (Fahrig y Merriam, 1985) fueron coincidentes con los de los test empíricos (Burel, 1989).

La creación de corredores para aumentar la conectividad en el seno de un paisaje surgió como una panacea a los problemas de fragmentación, apoderándose rápidamente los técnicos ambientales de la idea (Bennett, 1990; Hudson, 1991). Sin embargo, siguen existiendo numerosos interrogantes en cuanto a su eficacia, incluso su nocividad. (Hansen y Merriam, 1990; Noss, 1991; Hobbs, 1992), como se verá en los capítulos siguientes.

Inversamente, deben existir estructuras que frenen, incluso detengan los desplazamientos, los flujos en un paisaje. Estas barreras pueden tener efectos negativos, por ejemplo, en el caso de las infraestructuras viarias, impidiendo a grupos de individuos de una misma especie reencontrarse. Pero estas barreras también pueden tener efectos benéficos, deteniendo la circulación de contaminantes, protegiendo del viento (contavientos) o impidiendo la propagación de enfermedades. Las barreras frecuentemente son corredores como los setos, que protegen del viento y favorecen la circulación de la fauna, o las zonas riparias de los fondos de valle, que pueden ser a la vez corredores biológicos y zonas tampón que protegen los cursos de agua de la llegada de nitratos. Corredores y barreras remiten a la teoría de la percolación.

En este capítulo consagrado a las estructuras espaciales, se completan las medidas de conectividad presentadas anteriormente con: 1) un análisis de la red de corredores, y 2) una aproximación basada en la permeabilidad estructural de un paisaje, es decir en la mayor o menor aptitud para permitir la circulación de una especie, un flujo. Esta aproximación depende directamente de análisis realizados con SIG. Asimismo, se analiza la existencia de estructuras que pueden tener un efecto tampón.

7.1. Redes de corredores

Los corredores se organizan frecuentemente en redes (redes de setos, redes hidrográficas, redes de carreteras...). Para describir estas redes hay que tener en cuenta ciertos parámetros particulares como son el número de conexiones e intersecciones.

El número de intersecciones es el número de nudos de la red o de lugares donde los corredores se entrecruzan. En las intersecciones, la vegetación normalmente es más compleja; esta mayor cantidad de hábitat disponible puede generar una riqueza biológica particular (Lack, 1988).

El número de conexiones se relaciona con el número de uniones entre corredores en una intersección. Así (figura 3.23), se puede obtener un número diferente de conexiones según la configuración de las intersecciones. También es posible clasificar estas diferentes configuraciones: una conexión con un bosque es un nudo esencial que relaciona la red con la fuente potencial de especies forestales. Una conexión en (T) asegura las uniones entre tres setos, una conexión en (L) entre dos y una conexión en (X), rara, entre cuatro setos. La conexión (O) representa un callejón sin salida.

Cuando los corredores tienen calidades diferentes, es posible representar las porciones de redes de similar calidad como un grupo, que tendrá una funcionalidad particular. Así en la figura 3.24, se representa el paso de una estructura a un conjunto funcional de setos con

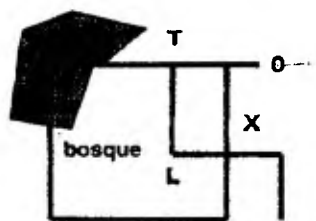


Figura 3.23. Tipo y número de conexiones.

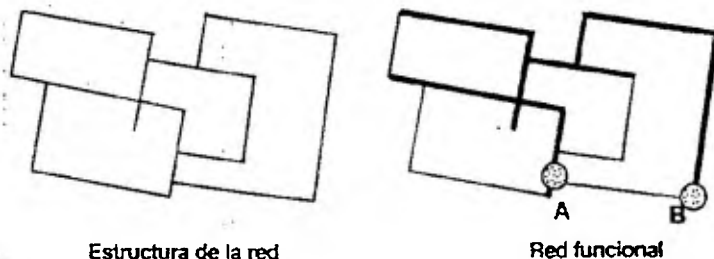


Figura 3.24. De la estructura de la red a los conjuntos funcionales.

una calidad particular. Para ir del nudo A al nudo B, el animal no podrá desplazarse por el seto que conecta directamente los dos puntos, sino que deberá dar un rodeo por los setos «eficaces». Charrier *et al.* (1997) demostraron para los carábidos (coleópteros), que los setos con alta cobertura vegetal jugaban mejor el papel de corredor. Esto permite diferenciar y localizar redes «eficaces».

7.2. Efecto de la presencia de corredores forestales en la conectividad entre bosques

Retomando los estadios 4 y 5 de fragmentación, se añadió una red de setos: para cada estadio, los mapas 1 y 2 tienen el mismo número de setos, pero una configuración diferente, mientras que el mapa 3 tiene un tercio más de setos (Baudry y Burel, 1998). Se calculó la distancia entre los bosques con y sin setos, considerando que las especies podían atravesar aberturas tres veces más anchas que el corredor (seto). Después, se elaboraron mapas de grupos de píxeles relacionados «funcionalmente» (figura 3.25).

En el estado más avanzado de fragmentación, la presencia de corredores tiene un mayor efecto (figura 3.26). Mientras que el número de píxeles forestales sólo se multiplica por 1.8 aproximadamente, el número de píxeles «funcionales» se multiplica por más de dos, incluso tres. En el grado 4 de fragmentación, el número de píxeles forestales se multiplica por 1.1 y el número de píxeles funcionales por 1.2-1.3.

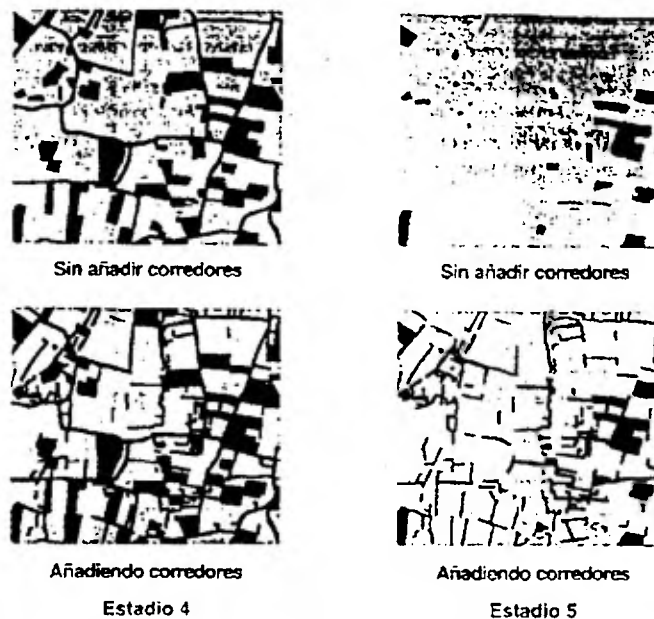


Figura 3.25. Añadición de una red de setos en un paisaje forestal fragmentado.

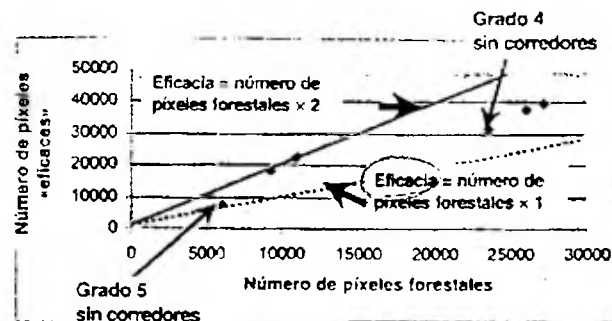


Figura 3.26. Cambio en la conectividad de los elementos forestales al añadir corredores forestales: representación de la relación entre el número de píxeles forestales y la conectividad.

El efecto funcional potencial de los corredores forestales depende del contexto paisajístico general. Las diferencias de tamaño entre los grupos mayores es menor: son de 1,4 a 1,8 veces más anchos en la fase 5 y de 1,2 a 1,4 veces mayores en la fase 4. Una vez más, el efecto del cambio de estructura puede tener consecuencias no lineales.

7.3. Análisis de la conectividad mediante la búsqueda de las zonas de mayor permeabilidad

Si en un principio la matriz se consideraba como un medio hostil, esta concepción ha evolucionado. Se debe considerar que el espacio existente entre las manchas del tipo de elemento paisajístico estudiado es diferente. Los cultivos no siempre son medios inutilizables por las especies forestales: por ejemplo, un maizal en pleno desarrollo ofrece sombra y humedad a los micromamíferos forestales (Merriam, 1989). Así, incluso en ausencia de un corredor materializado, pueden existir espacios con una funcionalidad de corredor, que aumentan la conectividad.

La figura 3.27 corresponde al análisis estructural de la permeabilidad de un paisaje para varias especies de insectos ligadas a medios herbáceos. A partir de un mapa que representa

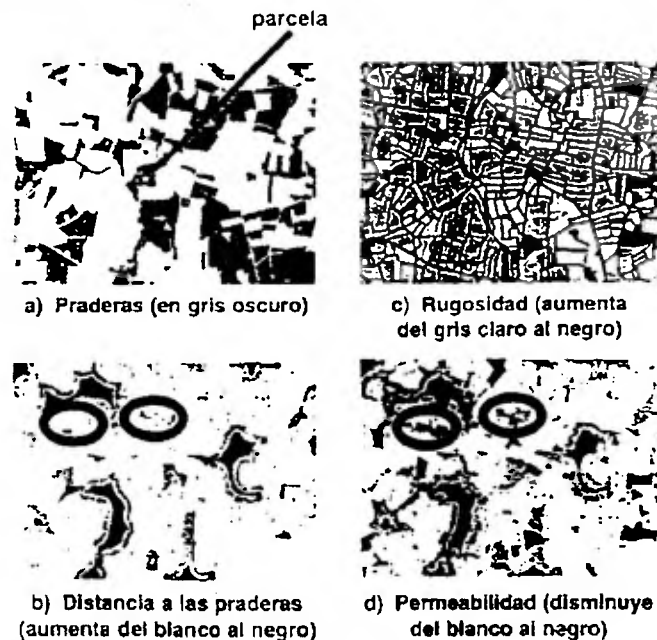


Figura 3.27. Permeabilidad estructural de un paisaje de pradera (la pradera señalada con una flecha es la estudiada en la figura 3.28).

las praderas (3.27a) se calculó la distancia euclídea entre ellas (3.27b). Los espacios intermedios se consideraron como más o menos permeables, o a la inversa, con una mayor o menor viscosidad que se opone a los movimientos de los insectos de una pradera a otra (3.27c). La consideración de esta rugosidad en el cálculo de las distancias, implica la existencia de un «coste» de desplazamiento, que añadido a la distancia euclídea da como resultado una «distancia funcional» (3.27d). En el ejemplo, la rugosidad de todas las estructuras forestales (bosquetes, setos) es fuerte; variando, en el caso de los cultivos, según su altura potencial, que decrece del maíz a los cereales paja (trigo, cebada).

Se constata así (zonas rodeadas con un círculo en la figura 3.27), que espacios próximos pueden estar separados por elementos muy poco permeables. Si la distancia es pequeña y la rugosidad elevada, la permeabilidad es escasa. Raramente hay una probabilidad nula de atravesar por parte de un propágulo o un animal. Aunque la conectividad espacial sea relativamente fuerte, la conectividad funcional entre dos elementos del mismo tipo puede ser muy débil.

La consideración del tipo de elementos presentes entre manchas de un tipo determinado conduce a una aproximación más funcional del paisaje. Así, se ven aparecer en el paisaje zonas de menor o mayor resistencia a la circulación. Es posible entonces plantearse hipótesis acerca de las relaciones «privilegiadas» entre ciertas praderas asociadas a intercambios más frecuentes de insectos.

También es posible analizar cuáles son las direcciones «privilegiadas» de salida a partir de una mancha dada de pradera. Por ejemplo, es posible que existan direcciones que faciliten el movimiento, como la dirección sur en la figura 3.28. La razón aparente es la presencia de praderas en esta dirección.

Este tipo de análisis estructural solamente tiene como objetivo el planteamiento de hipótesis, como por ejemplo si los insectos florícolas presentes en esta pradera se dispersan al azar o siguiendo una dirección privilegiada.

La diferencia con la hipótesis de la figura 3.27 es que en este caso el interés se dirige a la frecuencia de las salidas en ciertas direcciones y no a la frecuencia de intercambios, o sea de llegadas, en función de ciertas direcciones. Orientaciones privilegiadas de salida significan que los insectos «perciben» la permeabilidad. Orígenes diferenciados según las direcciones significan que los insectos se acomodan a permeabilidades diferentes.



Figura 3.28. Análisis estructural de las direcciones de salida privilegiadas a partir de una mancha.

7.4. Variación de la conectividad en el tiempo en una zona agrícola

Frecuentemente, los paisajes agrícolas se perciben como una matriz de tierras de cultivo poco variable. Pero de hecho, la ocupación, el uso de estas tierras es muy cambiante en función de las sucesiones culturales, de las transformaciones de las explotaciones agrícolas o simplemente, del crecimiento de las plantas. En los siguientes casos de estudio, se retoma la matriz de las fases 4 y 5 de fragmentación, atribuyéndose tres tipos de cultivos a las diferentes parcelas. La simulación es relativa a los cambios ocurridos durante dos años seguidos en función de las sucesiones culturales. En los estadios 4 y 5, sólo cambian las cantidades de bosque y cultivo 2, mientras que los cultivos 3 y 4 permanecen idénticos. Estos se suceden uno al otro entre el año 1 y el año 2. Se analizó la conectividad entre las manchas del cultivo 4, tomando en cuenta el coste del paso a través de las otras ocupaciones del suelo. El cultivo 3 es cinco veces menos permeable que el cultivo 4 (cultivo blanco), el cultivo 2 veinte veces menos permeable y los bosques cincuenta veces menos. El módulo costpush d'Idrisi® permitió producir los costes de desplazamiento. Como las diferentes especies tienen una percepción distinta del coste de atravesar un paisaje entre dos manchas favorables, se consideraron dos valores umbral (A y B) para comparar la conectividad de los diferentes paisajes (figura 3.29). Para cada paisaje y cada umbral, se creó un mapa de píxeles conectados, identificándose el mayor de estos agregados. Se utilizó el tamaño del grupo mayor como medida de la conectividad.

A continuación se plantean algunas hipótesis concernientes a los resultados:

- 1) Un aumento de la superficie agrícola (del estadio 4 al estadio 5) en los paisajes disminuye el coste del desplazamiento y aumenta la conectividad.
- 2) La conectividad es mayor para las especies (de A a B) con mayor aptitud para atravesar los cultivos (umbral más elevado).
- 3) La sucesión cultural del año 1 al año 2 es neutra desde el punto de vista de la conectividad.

Tras la simulación, se obtuvieron los siguientes resultados (figura 29):

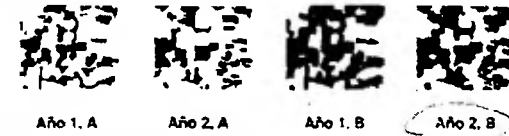
- 1) Ni la proporción de píxeles conectados, ni el tamaño del mayor agregado aumentan significativamente entre los estados 4 y 5.
- 2) El número de píxeles conectados se incrementa del nivel de percepción A al B, aunque de forma diversa; el número de grupos y el tamaño del mayor de ellos cambia entre el año 1 y el año 2 de la rotación.
- 3) La sucesión cultural tiene un impacto importante sobre la conectividad. Por ejemplo, de la comparación entre 4B1 y 5B2 se desprende que este último está en el paisaje «a priori» más permeable, pero en este caso el grupo mayor es más pequeño (75% del tamaño del mayor de 4B1). 4B1 y 4B2 difieren tanto desde el punto de vista del número de grupos como del tamaño del mayor.

Así, en el caso de las especies que habitan en los cultivos, los movimientos pueden estar mucho más restringidos por la rotación de los cultivos y su distribución espacial que por la superficie cultivada. A causa de las sucesiones, un cultivo puede estar presente en el transcurso del tiempo en muchos lugares del paisaje, entonces todas las parcelas con este cultivo pueden quedar conectadas. De este modo, después de un cierto tiempo una especie puede estar presente en numerosos lugares sin correlación aparente con la estructura del paisaje. De hecho, la distribución de las especies ligadas a los cultivos depende al menos de dos factores: 1) la posibilidad de encontrar un refugio fuera del cultivo durante un tiempo, pudiendo sobrepasar el tiempo de retorno del cultivo, y 2) la forma en que los cultivos se organizan espacialmente a través de la acción colectiva, pero no concertada, de los agricultores de una región.

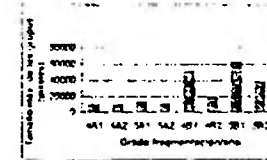
Estadio 4



Estadio 5



- a) Grupo de píxeles conectados, para una permeabilidad del paisaje dada. El agregado de mayor tamaño se representa en negro



- b) Tamaño de la mayor agrupación de píxeles en diversas situaciones



- c) Parcelas de maíz conectadas en el grado 4 de fragmentación

Figura 3.29. Evolución de la conectividad entre manchas de cultivo en función de la sucesión cultural y de las diferencias de percepción de las especies. Los espacios forestales decrecen del estadio 4 a 5. En años 1 y 2 se diferencian en que el cultivo 4 (hábitat blanco) sucede al cultivo 3 y viceversa.

7.5. Conclusión: las múltiples facetas de la conectividad

Los diferentes ejemplos presentados muestran que la aproximación de la conectividad en el seno de un paisaje puede hacerse de diferentes formas. Según la especie y su modo de desplazamiento la conectividad es diferente. La simulación de las estructuras generadas por los desplazamientos es un útil importante para comprobar las hipótesis y, sobre todo, para ayudar a elaborar un procedimiento que permita establecer un plan de muestreo del material biológico en un paisaje con el fin de comprobar los desplazamientos efectivos.

8. Retorno a la dependencia de escala: aporte de la geometría fractal

Tras la obra de Mandelbrot (1982) sobre la geometría fractal, han aparecido una multitud de publicaciones en diversos dominios, principalmente en ecología y ecología del paisaje (Rexel Malanson, 1990; Milne, 1991; Baudry, 1993). Aquí se presentan solamente los fundamentos básicos de esta aproximación, para mostrar su interés.

8.1. ¿Qué es un objeto fractal?

El arquetipo del objeto fractal es la costa rocosa de Gran Bretaña o de Bretaña. Los mapas que las representan a diversas escalas, de 1/1 000 000 a 1/25 000, tienen una similitud importante: el recorte de la costa, la multitud de sinuosidades. El paseante que recorre un sendero costero percibe estas sinuosidades: aquellas del sendero y aquellas, aún más numerosas, de la orilla, recortada en penínsulas, bahías, picos, peñones, ensenadas, castillos de arena... Así, el agrandamiento de toda porción de costa, a una escala dada, hace aparecer nuevas circunvoluciones. Se trata de un fenómeno de autósimilitud.

Estas figuras presentan dos propiedades importantes: 1) una relación de homotetia entre las longitudes a diferentes escalas y 2) una dependencia entre la unidad de medida de la longitud y la longitud. Los apartados siguientes ilustran estas propiedades.

• La relación de homotetia

Así, cualquiera que sea la escala de análisis (el agrandamiento del objeto, del mapa), se perciben formas similares, ligadas por una relación de homotetia. Es decir, que se puede establecer una relación entre las superficies o los perímetros percibidos a diferentes escalas. La curva de von Kock, o copo de nieve, es un ejemplo. La curva se construye partiendo de un triángulo equilátero. Sobre el tercio de cada lado del triángulo (de longitud la unidad), se sitúa otro nuevo triángulo equilátero, de lado igual a $1/3$ de la unidad. Se obtiene así una estrella de David. La relación entre la longitud de un segmento en una etapa y la longitud de un segmento en la etapa precedente es $1/3$. Continuando de este modo, se obtiene una figura extremadamente recortada (figura 3.30). El primer triángulo tiene un perímetro igual a 3 y la segunda figura (primera etapa del recorte) tiene un perímetro igual a 4. Cada lado del primer triángulo ha sido reemplazado por cuatro segmentos de longitud $= 1/3$ ($4 \times 1/3 \times 3 = 4/3 \times 3 = 4$). En la etapa siguiente,

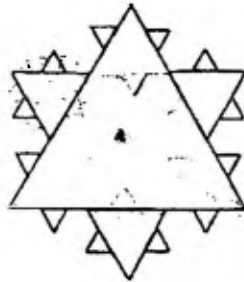


Figura 3.30. Construcción de la curva de von Kock.

cada uno de estos cuatro segmentos se sustituye por otros cuatro segmentos de longitud igual a $1/3 \times 1/3 = 1/9$, y así sucesivamente. La longitud del perímetro es, de forma general, igual a $3 \times 4^n/3^n$ para la n^{a} etapa. Entonces esta longitud crece un factor $4/3$ en cada etapa.

• Dependencia de escala en la medida de las longitudes

Una consecuencia importante de la sinuosidad de la costa es que su longitud varía según la unidad de medida, como muestra la figura 3.31. Esta es la característica de los objetos fractales (Mandelbrot, 1982). Inversamente, un objeto euclideo, como una recta, tendrá la misma dimensión (1) cualquiera que sea la unidad de medida. En la figura 3.31 se estudia la longitud de un objeto curvilíneo utilizando diferentes unidades de medida. La unidad 1 es la unidad base, la unidad 2 equivale a dos veces la unidad base, la unidad 4, a cuatro veces, y la unidad 5, a cinco veces. Cada medida se transforma en unidades base. Se observa que el segmento de recta tiene siempre la misma longitud (un kilómetro de línea recta es siempre un kilómetro, ya sea medido en metros, decímetros o kilómetros), mientras que la longitud aparente del objeto curvilíneo decrece. Hay una relación de dependencia entre la longitud medida y la unidad de medida.

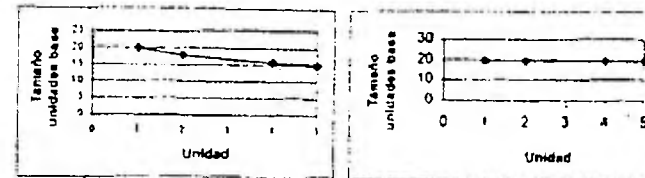
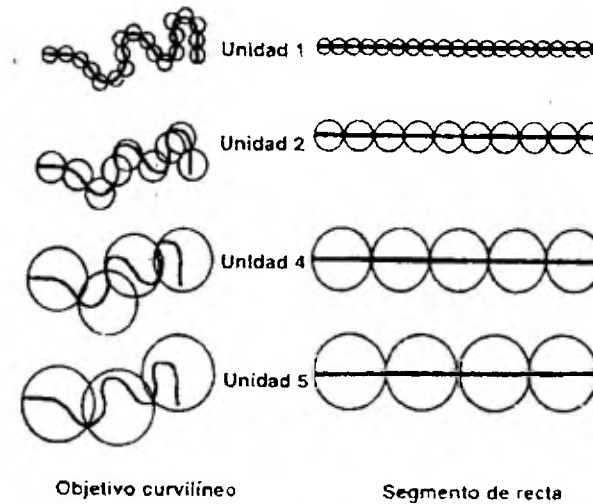


Figura 3.31. Dependencia de la longitud de la unidad de medida al medir la longitud de un objeto curvilíneo.

Los fractales son figuras extremadamente frecuentes en la naturaleza, producto de la complejidad de los fenómenos que los transforman. La copa de un árbol no es ni una bola, ni un cono, ni un óvalo, tiene una superficie irregular, la cresta de las montañas es fractal, así como la distribución espacial de numerosos organismos y recursos ecológicos. La distribución de *Calluna* en la foto (figura 3.32) se organiza en manchas de diverso tamaño. Si el observador ignora el tamaño de la planta, no hay ningún modo de identificar la dimensión de la fotografía. Estas imágenes sin «dimensión» han inspirado a diversos fotógrafos de la naturaleza. La belleza de los fractales constituye un factor importante dentro de sus atractivos (Peitgen y Richter, 1986).

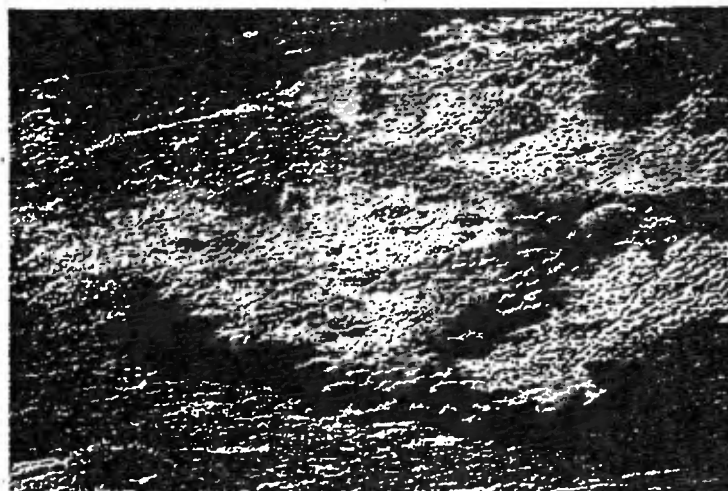


Figura 3.32. Foto de *Calluna*.

8.2. Métodos de medida

Existe una gran variedad de métodos de medida (Peitgen y Saupe, 1988; Sugihara y May, 1990); aquí se presentan dos métodos simples.

El primero concierne esencialmente a los objetos curvilíneos; el segundo, a los objetos situados en un plano tales como las manchas de un paisaje.

• Relación de homotetia y dimensión fractal.

La división de la curva de von Kock de una etapa a otra no es más que un cambio de escala. El factor de crecimiento de la longitud de una escala a otra permite medir la longitud a diferentes escalas. Entonces también es una medida de la dependencia de la escala.

La ecuación que relaciona el perímetro de un polígono con la unidad de medida es, de forma general (Sugihara y May, 1990):

$$\text{Ecuación: } L(U) = C U^{1-D}$$

U = unidad de medida, C = constante y D = dimensión fractal.

En el caso de la curva de von Kock, $L(U) \propto U^{1/D}$. De donde, según la ecuación (1):

$$4/3 = 1/3^{1-D}$$

De lo que resulta que $4 = 3^D$, donde $D = \log(4)/\log(3) = 1.26$.

En Hastings y Sugihara (1993) se encuentran numerosas aplicaciones de la utilización de leyes de la potencia en el estudio de los fractales.

Una de ellas es la estima de la dimensión fractal de un polígono utilizando la relación entre el perímetro y la superficie.

La relación es:

$$\text{Ecuación: } P = C A^{1/D}$$

P = perímetro, A = superficie, C = constante y D = dimensión fractal.

• El método de las redes

Se aplica una red sobre el plano que contiene los objetos de los que se va a calcular la dimensión fractal y se cuenta el número de mallas de la red que recubren al menos parcialmente un objeto. Haciendo variar la dimensión (S) de las mallas de la red, se obtienen unidades de medida diferentes. Para no introducir errores derivados de la posición de la red, se hace variar su punto de origen (figura 3.33). En consecuencia, para cada valor de una unidad de medida, se obtienen varios valores. La pendiente de la relación $\log^* \log$ de la inversa de las unidades y de los valores de medida es la dimensión fractal del objeto.

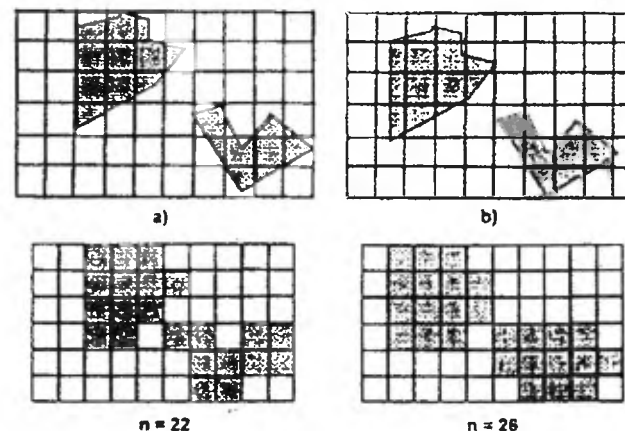


Figura 3.33. Efecto del desplazamiento de la red sobre la medida del número de mallas recubiertas por un objeto.

En la figura 3.34 se presenta un ejemplo simple de medida de la dimensión fractal, sin multiplicación de la red. En este caso, la dimensión fractal es 1.67.

Este método puede aplicarse igualmente a los objetos curvilíneos, como las costas. Peitgen *et al.* (1992) calcularon que la dimensión fractal de la costa de Gran Bretaña es 1.31.

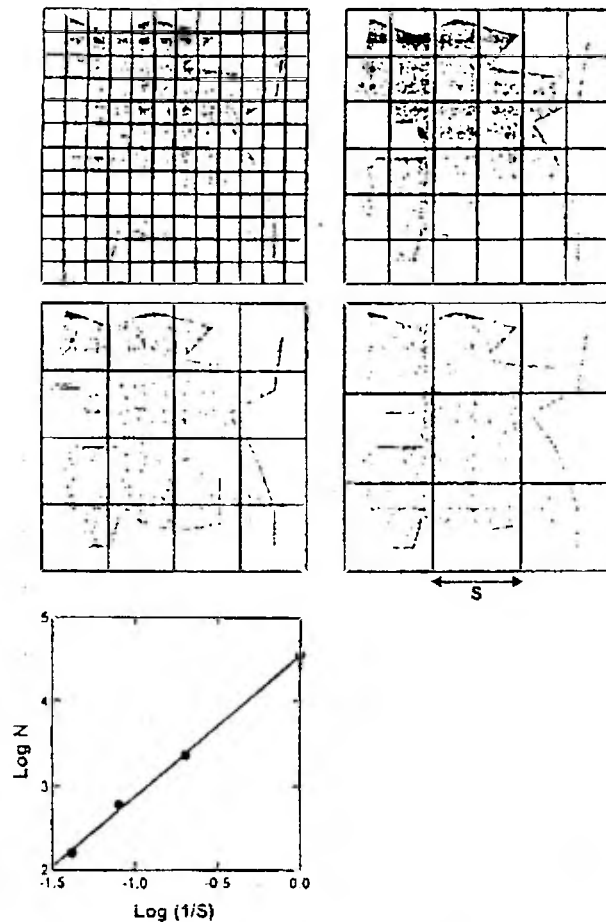


Figura 3.34. Medida de la dimensión fractal mediante el método de la red.

8.3. Ejemplos de fractales de elementos paisajísticos

Las aplicaciones de la geometría fractal al estudio de los elementos paisajísticos son numerosas. Utilizando el método perímetro-superficie, Krummel *et al.* (1987) demostraron que los fragmentos forestales de la llanura aluvial del Mississippi, fuertemente utilizada para la agricultura, tienen una dimensión fractal menor que los extensos bosques de las zonas altas. Concluyen que los límites creados por el hombre en zonas agrícolas son mucho más rectili-

neos que aquellos ligados a las estructuras geomorfológicas. Asimismo, destacan que es posible distinguir las formas procedentes de dos procesos diferentes por su dimensión fractal.

Baudry (1993) midió la dimensión fractal de un cierto número de elementos de un paisaje agrícola de Normandía: las praderas, las tierras de labor y las manchas de zarzales resultado de la baja presión de pastoreo. Estas últimas pueden aparecer distribuidas aleatoriamente en el paisaje; sin embargo, su reparto es remarkablemente auto-similar para los granos de análisis comprendidos entre 0.25 y 16 ha (figura 3.35). La distribución fractal, medida por el método de las «cajas» es 0.86, lo que corresponde a elementos muy fragmentados, «a priori» inestables. Es el caso de los zarzales, que pueden eliminarse en un momento dado y después rebrotar fácilmente (Asselin y Baudry, 1989), contrariamente a los hosquetes que necesitan largos periodos de tiempo para crecer.

Van Hees (1994) utilizó un modelo fractal para tratar de distinguir diferentes regímenes en Alaska según la complejidad de las formas de las manchas de vegetación, pero su resultado no fue muy claro.

Leduc *et al.* (1994), estimando la dimensión fractal de la cobertura forestal de una región del sur de Québec, determinaron que esta dimensión cambia según las escalas de análisis. Estas diferencias pueden deberse a problemas metodológicos, como la relación entre el grano de análisis y el grano del fenómeno estudiado.

8.4. Dimensión fractal de los recursos

Además de la descripción de los elementos de un paisaje, es posible interrogarse sobre el interés de la geometría fractal en ecología. Desde el punto de vista del estudio de las comunidades, la principal aplicación es el análisis de los recursos. De la aproximación preliminar de los fractales (figura 3.32) se deduce que la cantidad de objetos pequeños que pueden situarse en un fractal es proporcionalmente mayor que la cantidad de objetos grandes. En otros términos, si es posible situar diez objetos de dimensión 10, será posible situar más de cien objetos de dimensión 1, y tanto más cuanto más elevada sea la dimensión fractal.

Morse *et al.* (1985) comprobaron esta idea midiendo la dimensión fractal de diversas plantas leñosas para deducir la densidad de artrópodos potencialmente presentes, en función de su tamaño. Sus cálculos indicaban que una disminución del tamaño de los artrópodos de una potencia de 10 debería conducir a un aumento de entre 360 y 1 780 veces el número de individuos. Los datos empíricos disponibles tendieron a la confirmación de esta previsión. Similares resultados fueron obtenidos por Shorrocks *et al.* (1991) en un trabajo sobre la distribución de los artrópodos ligados a los líquenes.

Milne (1991, 1992, 1997) desarrolló esta aproximación de los recursos disponibles en función de su dimensión fractal y de las necesidades de las especies, expresados en una relación alométrica (Peters, 1983) a su peso.

8.5. Dominios fractales

La hipótesis explicativa de la autosimilitud de los fractales es que un proceso único y un mismo conjunto de procesos organiza la forma a todas las escalas. Así, las fuerzas físicas que recortan el paisaje costero en bahías y penínsulas y moldean los peñones son las mismas. Se puede entonces deducir que dimensiones fractales diferentes corresponden a procesos diferentes (Sugihara y May, 1990). Como es evidente que la estructura de los paisajes depende de un conjunto de factores climáticos, geomorfológicos, políticos, técnicos, ecológicos, culturales y biológicos, puede ser interesante observar si la dimensión fractal de un objeto varía con la escala de investigación y así poder detectar eventuales cambios en los factores de organización, para buscar a continuación esos factores.

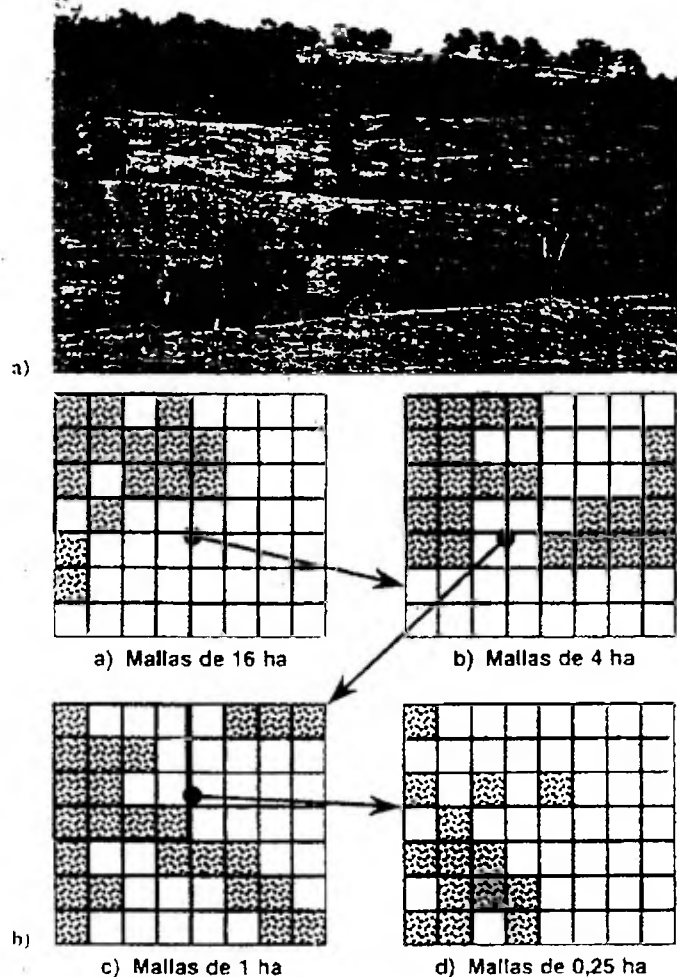


Figura 3.35. Distribución de una comunidad de matorral a diversas escalas en un municipio del Pays d'Auge (Baja-Normandía). a) La fotografía muestra que estos zarzales solamente están presentes en ciertas praderas y que cuando están, su distribución es irregular. b) La utilización de diversas escalas en la cartografía subraya la fragmentación de su distribución.

La distribución de las praderas permanentes de Baja-Normandía ofrece un ejemplo de cambio de dimensión fractal con la variación de la escala de análisis (figura 3.36). A nivel regional, el clima y la geomorfología controlan la distribución de las superficies herbáceas, siendo más importantes en las zonas frías y lluviosas y con relieves acentuados. En los municipios del Pays d'Auge o en las parcelas de uno de estos municipios, el contexto físico es relativamente homogéneo, entonces son las elecciones estratégicas de los agricultores las que determinan la extensión de las praderas (Laurent *et al.*, 1994; Deffontaine *et al.*, 1995).

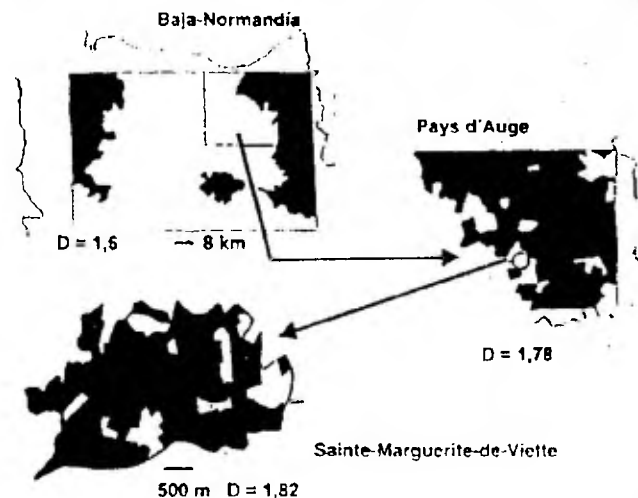


Figura 3.36. Distribución de las praderas permanentes en Baja-Normandía en 1979 (fuente: Inventario General de Agricultura; según Baudry, 1993).

8.6. Conclusión

Si la geometría fractal parece muy prometedora para la ecología del paisaje (Milne, 1997), los problemas metodológicos son aún numerosos (Van Ieper, 1994; Leduc *et al.*, 1994; Milne, 1997) y la interpretación de los resultados delicada.

La principal dificultad concierne al significado funcional de las descripciones, así como a otros análisis presentados en este capítulo.

Las relaciones alométricas entre el tamaño de los organismos y su fisiología pueden servir como base a la identificación de la densidad de los recursos en un paisaje, permitiendo quizás extrapolar los resultados de una especie a otra.

9. Elementos de geoestadística

La geoestadística ha sido desarrollada por los geólogos para poder incluir en sus análisis las variaciones de fenómenos espacialmente correlacionados, como la distribución de las

rocas o de los suelos. La ecología del paisaje, que se basa en la existencia de un mosaico constituido por entidades discretas con transiciones marcadas, ha desarrollado poco este tipo de métodos hasta el presente. Por otra parte, la geostatística no ha sido integrada en la ecología porque la dimensión espacial ha sido poco tomada en cuenta. Sin embargo, existen notables excepciones. Por ejemplo Legendre y Fortin (1989) utilizaron la geostatística en un análisis espacial intracomunidades. Constataron que los datos ecológicos están frecuentemente autocorrelacionados. Es decir, que el valor de una variable en un lugar dado es dependiente o está correlacionado con los valores de esta misma variable en su vecindad. Esto está ligado a la existencia de gradientes ambientales, así como a los mecanismos de diseminación de los organismos vegetales y animales.

Por ello, resulta útil presentar algunos rudimentos de estas técnicas en una obra de ecología del paisaje, que pueden ser útiles para estudiar los gradientes, especialmente en los paisajes con poca influencia humana (Burrough, 1987). Los autores remiten a esta obra, así como a Ciceri *et al.* (1977), Cliff y Ord (1981), Haining (1990) para una descripción del conjunto de las técnicas.

Una primera aproximación es la construcción de un variograma. Se considera una variable espacializada y su valor en dos puntos distantes de h : $Y(x)$ y $Y(x+h)$. Con n_h puntos distantes de h , se obtiene la función, llamada función intrínseca o semivarianza:

$$\gamma(h) = 1/2n_h \sum [Y(x) - Y(x+h)]^2$$

El cuadrado de la diferencia indica como Y varía entre dos puntos distantes de h . Tomando valores regularmente crecientes de h en diferentes direcciones, se obtiene un variograma. Las diferencias entre los variogramas construidos en diferentes direcciones indican efectos de anisotropía. Se obtiene un gráfico del tipo del que se presenta en la figura 3.37.

La pendiente en el origen es muy importante. Un variograma horizontal indica una ausencia de estructura espacial; al contrario, una pendiente cóncava indica una fuerte continuidad espacial. El alcance (figura 3.37) es el intervalo más allá del cual, la correlación espacial se vuelve débil. Un variograma puede presentar estructuras encajadas correspondientes a fenómenos de estructuración espacial a escalas diversas. Otro concepto importante

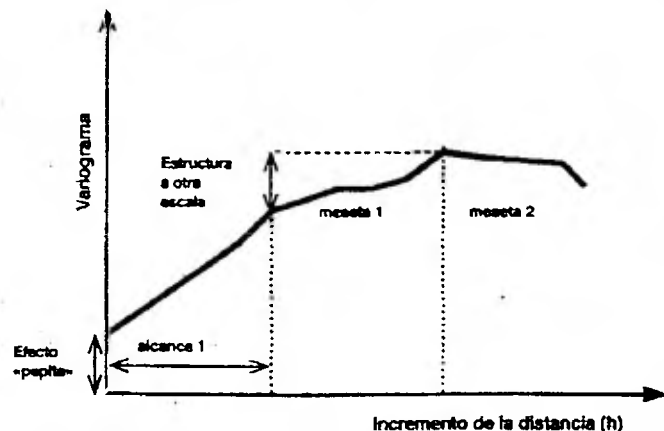


Figura 3.37. Ejemplo de variograma.

es el efecto «pepita»: cuando las medidas tomadas a intervalos muy pequeños son muy diferentes de cero (como la distribución de las pepitas en la arena).

El variograma permite operar un «Krigage», es decir, construir una función matemática ajustada a un variograma. Se puede entonces interpolar el valor de puntos para los cuales no existe medida y constituir una superficie continua.

10. Tipología de estructuras paisajísticas

La caracterización global de un paisaje mediante una medida de heterogeneidad, de fragmentación o de conectividad, no es más que una aproximación preliminar; frecuentemente, es necesario analizar las diferencias internas en el seno de los paisajes. Es posible recortar el paisaje (representado por un mapa en modo raster) en una red de ventanas y caracterizar cada una de ellas. Así se obtiene una red que representa la heterogeneidad interna del paisaje. El tamaño de las ventanas, así como la posición de la red, pueden hacer variar ampliamente los resultados; esto se ilustra en la figura 3.33. Así, según la posición de la red, un bosque puede quedar incluido totalmente dentro de una ventana o quedar recortado por cuatro ventanas, lo que generaría tipos de ventanas diferentes. Del mismo modo, el aumento del tamaño de las ventanas modifica la percepción o la representación de un paisaje. La solución sería crear ventanas cuyo tamaño se correspondiese con el área de desplazamiento de la especie considerada y que las ventanas estuviesen centradas en los puntos de observación. Pero en la casi totalidad de las situaciones no hay ningún arreglo de este tipo. Las observaciones no son equidistantes, entonces no permiten identificar la posición de la red; no hay que pensar que no hay más que un área óptima de percepción. Puede haber muchas posibilidades según la actividad del organismo. Así, Kotliar y Wiens (1990) consideran que existe una organización espacial jerárquica de los elementos del paisaje propia de cada especie.

Se pueden crear tipologías de ventanas de una forma clásica, caracterizándolas por un conjunto de variables y realizando sobre ellas un análisis factorial seguido de una clasificación jerárquica sobre los factores principales. Las variables consideradas pueden ser su composición (en tipos de píxeles), generándose tipologías más o menos detalladas de las manchas y los corredores; o variables estructurales, como el número de conexiones entre los diversos tipos de píxeles; variables globales tales como la heterogeneidad interna de la ventana. Se puede entonces comprobar: 1) las relaciones entre las tipologías obtenidas y la presencia de tal o tal especie o grupo de especies 2) las diferencias entre paisajes o las evoluciones en el tiempo.

Como ejemplo, se presentan las tipologías realizadas por Suárez-Seoane (1998) en un paisaje del norte de España, analizado en tres periodos diferentes (tabla 3.4). Este ejemplo permite comparar los resultados obtenidos haciendo variar: 1) la tipología de los elementos de base y 2) el tamaño de las ventanas de análisis.

10.1. Área de estudio y cartografía

El estudio se realizó en el municipio de Chozas de Abajo (provincia de León) que tiene una superficie total de 10 009 ha (se excluyeron del análisis las tierras circundantes a Combarros por no tener continuidad espacial con el resto del territorio; entonces, la superficie del área de estudio es de 8 890 ha)². Durante la segunda mitad del siglo, las transformaciones del paisaje agrícola fueron rápidas produciéndose primero, un proceso de intensifica-

² Nota del traductor: Texto modificado por Suárez-Seoane (autora del trabajo citado en el ejemplo).

TABLA 3.4

Evolución (en %) de la superficie ocupada por las unidades paisajísticas de Chozas de Abajo entre 1956 y 1995 a la tipología detallada A (Suárez-Seoane, 1998). X significa tamaño medio de las parcelas

UP	1956	1983	1995
1 Zonas urbanas	2,32	2,33	2,33
2 Lagunas	0,37	0,37	0,37
3 Cultivos de secano (X = 0,2 ha)	54,69	29,78	2,92
4 Cultivos de secano (X = 0,4 ha) con bosquetes	2,57	4,04	1,45
5 Cultivos de secano (X = 2,5 ha)	0	22,85	5,47
6 Cultivos de secano X = 0,2 ha + tierras abandonadas (tomillares)	0	0	10,9
7 Secano X = 0,4 ha, con bosquetes y tomillares	0	0	2,11
8 Secano X = 2,5 ha con tierras abandonadas (tomillares)	0	7,59	12,16
9 Cultivos de regadío por pozos	19,90	17,16	5,11
10 Cultivos de regadío por canales	0	0	17,16
11 Regadío (pozos) con tomillares	0	2,04	1,04
12 «Rincages»	2,06	7,61	2,05
13 Pastizales de fondo de valle	8,08	0,22	7,50
14 Pastizal con arbolado (<i>Quercus</i> sp.)	0,18	0	1,59
15 Tomillares (tierras abandonadas)	0	0	21,58
16 <i>Quercus pyrenaica</i> + <i>Q. faginea</i>	2,50	1,53	1,55
17 <i>Q. submillifolia</i> + <i>Quercus faginea</i> + <i>Q. pyrenaica</i>	7,32	4,47	4,35
18 Cultivos de pinos (<i>Pinus</i> sp.)	0	0	0,3

ción de la agricultura traducido en una modernización de las estructuras agrarias (irrigación, concentración parcelaria) y la mecanización. Después, la integración de España en la Comunidad Europea en 1987 condujo a un masivo abandono de las tierras de cultivo. Se realizó una cartografía de los tipos de ocupación del suelo para tres momentos en el tiempo: 1956, 1983 y 1995 a partir de fotografías aéreas y de trabajo de campo, para el último año. Los mapas originales se elaboraron a escala 1/25 000. El mapa parcelario está muy dividido. El tamaño medio de las parcelas es inferior a media hectárea y el tamaño de las explotaciones es del orden de 4 a 6 ha. Ante la dificultad de cartografiar todas las parcelas, Suárez-Seoane (1998) constituyó unidades paisajísticas correspondientes a dos tipologías de ocupación del suelo, más o menos detalladas.

En la tabla 5 se presenta la evolución de la superficie de las diferentes unidades.

10.2. Métodos

Los mapas digitalizados se convirtieron a formato Idrisi™ para realizar un análisis con ventanas de diferentes tamaños. Se utilizaron cuatro tamaños de ventana: 15, 25, 35 y 50 píxeles de ancho, o sea 495, 825, 1 135 y 1 650 m respectivamente. Para cada tamaño de ventana, se desplegaron varias redes desplazadas respecto del origen: dos redes para las ven-

¹ Nota del traductor: Tabla mejorada por Suárez-Seoane.

TABLA 3.5

Evolución (en %) de la superficie ocupada por cada unidad paisajística a la tipología gruesa B en Chozas de Abajo entre 1956 y 1995 (Suárez-Seoane, 1998)

Tipología B	1956	1983	1995
Pueblos	2,32	2,33	2,33
Lagunas	0,37	0,37	0,37
Cultivos	77,06	81,42	52,11
Pastizales	10,52	9,88	11,13
Bosques	9,82	6	6,26
Mosaico cultivo-abandono	0	0	26,22
Abandono total (tomillares)	0	0	21,58

tas de 15 píxeles de ancho, tres para las de 25, cuatro para las de 35 y cinco para las de 50. Las ventanas que contenían menos del 80% de los píxeles con información (ventanas de los bordes del mapa) se eliminaron. Los análisis se realizaron sobre un total de 4 134 ventanas.

Estas ventanas se caracterizaron mediante un análisis factorial de correspondencias múltiples (AFCM) seguido de una clasificación jerárquica ascendente (Lebeaux, 1985) que culminó en la constitución de clases de ventanas. Se analizaron simultáneamente todas las ventanas, para cada tipología (A, B), diferentes años y diferentes tamaños. Previamente, se recodificaron los datos. La tasa de pertenencia de cada ventana a las diferentes clases de frecuencia de las unidades de paisaje (0-10%; 10-25%; 25-50%; 50-75 y 75-100%) se calculó utilizando la «lógica difusa» (Klir y Folger, 1988); es decir, cada ventana pertenece más o menos a una clase de efectivo. Este procedimiento permite combinar las ventajas de la recodificación en clases, principalmente la toma en cuenta de las relaciones no-lineales entre variables (Lebart *et al.*, 1977; Benzécri y Benzécri, 1983) evitando lo arbitrario del recorte en clases discontinuas (Gallego, 1982). Concretamente, si una unidad representa el 23% del efectivo de los píxeles en una ventana, esta ventana pertenecerá a la clase 10-25% y a la clase 25-50%. Burel *et al.* (1998) utilizaron un método similar, pero caracterizando las ventanas por el número de conexiones entre píxeles de cada tipo de elemento. Técnicamente esto no es posible más que cuando el número de tipos de elementos es escaso, sino el número de tipos de conexiones se vuelve demasiado importante en relación a las posibilidades de las bases de datos (número de campos limitados). En este trabajo, se utilizó la medida de la heterogeneidad de las ventanas.

10.3. Resultados

Clases de ventanas

Para la tipología A de las unidades paisajísticas, los cinco primeros factores del AIC apenas explicaron el 17,7 % de la varianza (factor 1: 4,5%; factor 2: 4%; factor 3: 3,5%; factor 4: 2,9% y factor 5: 2,8%). Para la clasificación, sólo se utilizaron los tres primeros factores. Esta clasificación generó 10 clases de estructura espacial: la figura 3.38 muestra el árbol de clasificación y la tabla 3.6 la composición de las diversas clases.

a) Composición de las clases de ventanas en tipos de unidades de paisaje

• Clase 1: Clase de composición heterogénea, dominan los tomillares y el mosaico de cultivos de secano con abandono.

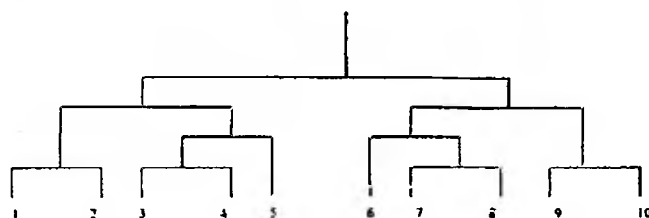


Figura 3.38. Árbol de clasificación de las ventanas correspondientes a los mapas caracterizados por la tipología de unidades paisajísticas A.

TABLA 3.6
Composición de las clases extraídas al clasificar las ventanas de la tipología A (ver tabla 3.4)

Tipos/Clases UP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
UP1	0,34	0	7,54	7,15	11,03	0,24	1,57	0,26	0,08	0,16
UP 2	0,20	0,47	0,31	0,29	0,21	0,29	0,25	0,20	0,39	0,73
UP 3	1,46	0,07	1,30	13,57	43,24	32,54	53,69	73,83	0,01	1,72
UP 4	1,31	5,53	0,36	0,23	0,08	9,46	0,69	0,19	0	1,16
UP 5	6,51	11,63	1,17	2,48	4,72	23,77	12,18	0,64	0	16,63
UP 6	16,06	1,34	10,82	14,75	0,01	0	0	0	0	2,56
UP 7	1,43	15,66	0,35	0	0	0	0	0	0	0,12
UP 8	19,70	27,95	7,19	4,20	0	0,02	0	0	0	5,67
UP 9	0,57	0,11	9,50	7,20	16,20	2,84	14,73	14,52	0,77	40,53
UP 10	0,09	0	10,34	2,73	4,53	0,01	0,07	0,01	97,67	10,90
UP 11	0,35	0	4,32	0,02	0	0	0	0	0,01	0,37
UP 12	0,61	0	6,60	5,28	7,59	0,14	1,86	1,33	0,21	0,65
UP 13	9,13	4,75	8,64	14,87	11,73	7,07	11,96	8,12	0,85	4,15
UP 14	2,64	2,81	0,31	0,81	0,15	0,34	0,51	0,21	0	0,03
UP 15	28,30	7,94	28,06	24,74	0,03	0,01	0,11	0	0,01	12,53
UP 16	1,66	1,53	0,24	0,37	0,39	2,38	1,32	0,09	0	1,47
UP 17	7,71	20,22	0,19	0,32	0,06	20,90	0,97	0,31	0	0,61
UP 18	0,43	0	0,75	0,98	0	0	0	0	0	0
Heterogeneidad	1,43	1,31	1,76	1,36	1,57	1,12	1,11	0,47	0,08	0,30

- **Clase 2:** Esencialmente constituida por el mosaico de cultivos intensivos de secano con abandono, arbolado de *Quercus* sp. y el mosaico de cultivos de secano con bosquetes y parcelas abandonadas.
- **Clase 3:** Clase mixta, compuesta principalmente por tomillares y, en menor proporción, por el mosaico de secano (parcelas de 0,2 ha) con abandono y los cultivos de regadío (regados tanto por pozos como por canales).
- **Clase 4:** Tomillares y, en cantidad netamente inferior, mosaico de cultivos de secano tradicionales con parcelas abandonadas, pastizales de fondo de valle y cultivos de secano con parcelas de 0,2 ha.

- **Clase 5:** El elemento más representado son los cultivos de secano de uso tradicional; en proporción menos importante, se presentan los cultivos de regadío por pozos, los pastizales de fondo de valle y las zonas urbanas.
- **Clase 6:** Compuesta fundamentalmente por cultivos de secano constituidos por pequeñas parcelas y además, por secano intensivo y bosquetes de *Quercus pyrenaica* + *Q. faginea* + *Q. rotundifolia*, con algunos pastizales.
- **Clase 7:** Formada por el secano tradicional y, en proporción claramente inferior, por regadío con parcelas 0,5 ha, secano intensivo y pastizales.
- **Clase 8:** Domina fuertemente el secano con pequeñas parcelas y, minoritariamente, el regadío por pozos.
- **Clase 9:** Casi exclusivamente cultivos de regadío por canales.
- **Clase 10:** Como unidad dominante cultivos de regadío por pozos, estando también bien representados los cultivos de secano intensivo, los tomillares y el regadío (parcelas de 4 ha).

- b) **Descripción.** A la tipología B de unidades paisajísticas, los cinco primeros factores del AFC explicaron el 41,09% de la varianza, respectivamente, factor 1: 12,73%; factor 2: 8,99%; factor 3: 7,18%; factor 4: 6,35% y factor 5: 5,80%. La menor fragmentación de la información de base permitió caracterizar mejor las ventanas. Para la clasificación, se retuvieron los tres primeros factores (28,94% de la varianza). Esta clasificación generó ocho clases (figura 3.39) descritas en la tabla 3.7.



Figura 3.39. Árbol de clasificación de las ventanas de los mapas caracterizados para la tipología B.

TABLA 3.7
Composición de las clases de ventanas en tipos de unidades de paisaje

Tipología/clases	1	2	3	4	5	6	7	8
Pueblos	0,09	3,58	0,59	13,12	2,22	0,19	0,83	0,01
Agua	0,33	0,30	0,55	0,21	0,19	0,10	0,48	0,32
Cultivos	96,69	80,76	59,93	33,98	8,45	2,26	23,08	37,70
Pastizales	1,85	13,24	18,28	17,52	12,77	6,29	13,72	5,51
Masas forestales	0,57	1,08	12,54	0,82	5,59	1,20	19,45	42,95
Cultivo + abandono	0,32	0,40	5,14	21,65	28,83	72,83	29,77	8,11
Abandono total (tomillar)	0,15	0,64	2,97	12,70	41,95	17,13	12,68	4,89
Heterogeneidad	0,12	0,69	0,96	1,4	1,26	0,4	1,17	1,001

- a) Caracterización de las clases en términos de composición en unidades paisajísticas.
- **Clase 1:** Casi exclusivamente cultivos.

- Clase 2: Mayoritariamente cultivos, con algunos pastizales.
 - Clase 3: Dominan claramente los cultivos, con pastizales y masas forestales en menor cantidad.
 - Clase 4: Clase mixta, principalmente compuesta por cultivos y mosaico cultivos-abandono, pastizales y pueblos.
 - Clase 5: Predomina el abandono, tanto tomillares como mosaico cultivos-abandono, con pastizales.
 - Clase 6: Esencialmente constituida por el mosaico de cultivos-abandono, con tomillares.
 - Clase 7: Repartida entre mosaico de cultivos-abandono, cultivos, masas forestales, pastizales y tomillares.
 - Clase 8: Principalmente masas forestales y cultivos.
- b) Descripción. A partir de estas tipologías de clases de estructura paisajística, se elaboraron mapas que pueden servir para analizar la percepción del paisaje por parte de diferentes especies. Los datos florísticos o faunísticos pueden espacializarse y relacionarse con el paisaje circundante a diferentes escalas. La figura 3.40 presenta un ejemplo de este tipo de mapas.

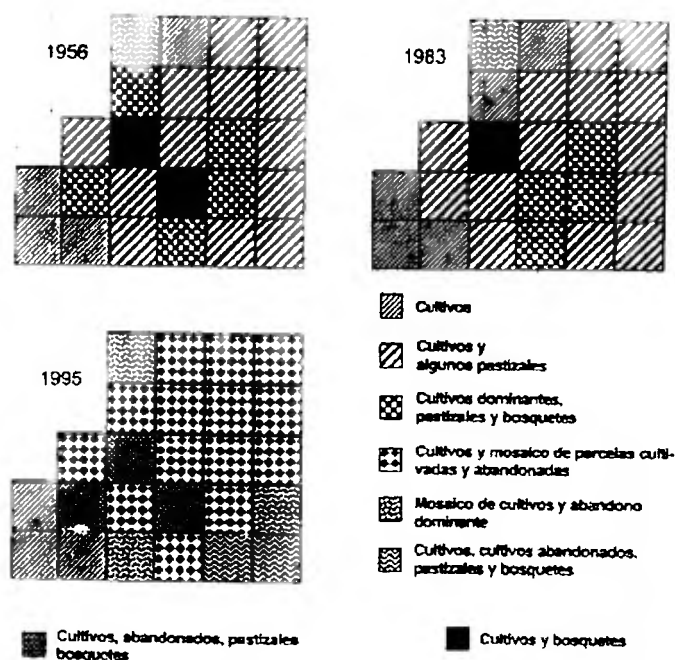


Figura 3.40. Cartografía de las ventanas de análisis de tamaño 50 x 50 píxeles para los tres periodos de estudio.

Para comprobar la relación entre las tipologías de las ventanas y los periodos de estudio se utilizó el test de Kullback, presentado en el capítulo 3. Los diferentes periodos se caracterizaron por tipos de paisajes significativamente diferentes.

10.4. Conclusión

La elaboración de tipologías de ventanas para caracterizar un paisaje puede ser un útil precioso para comparar estructuras paisajísticas a diferentes escalas. De hecho, frecuentemente, la comparación se realiza entre dos, tres o cuatro paisajes. Pero su caracterización global por medio de la heterogeneidad o la conectividad no es suficiente para medir sus similitudes y sus diferencias. Burel *et al.* (1998) utilizaron tal procedimiento para comparar tres «bocages» y un «polder». Los cuatro paisajes presentaron estructuras significativamente diferentes a todas las escalas de análisis (cf. capítulos 4 y 7).

La dificultad de este procedimiento se deriva de la sensibilidad de los resultados a la elección de la tipología de los elementos cartografiados al comienzo del análisis. Cuanto más diversificada es la tipología de base, más complejas serán las clases de las ventanas obtenidas, y más difíciles de caracterizar. Esto desemboca, en el caso desarrollado aquí, en las diferencias de varianza explicada partiendo de la tipología A o de la tipología B. En el primer caso es más débil y se obtienen clases más heterogéneas. Cuanta más información haya disponible de partida, más difíciles de interpretar serán los resultados. La elección solo se puede hacer en función del fenómeno estudiado, ya sea un fenómeno de evolución del paisaje o un fenómeno ecológico. No hay una solución «a priori». Solamente la iteración entre los estudios ecológicos y de las estructuras paisajísticas permitirá progresar.

11. Conclusión general

La diversidad de técnicas y métodos descriptivos de las estructuras paisajísticas es importante. Es posible calcular fácilmente diversos tipos de índices y construir mapas. En este capítulo se ha presentado un breve compendio, sin intención de exhaustividad. La producción científica continúa siendo abundante en este dominio, incrementando sus desarrollos sobre temas como la geometría fractal o las simulaciones del paisaje, a medida que se presentan e incorporan nuevos programas informáticos de fácil utilización.

En varias ocasiones se ha alertado respecto las dificultades de interpretación de los resultados obtenidos en los análisis estructurales. Hasta el presente no ha habido apenas investigaciones conjuntas sobre las estructuras y los procesos ecológicos. El procedimiento normal es buscar la estructura explicativa «a posteriori», incluso si existen elementos estructurales en la definición de los protocolos de toma de datos.

Esta incertidumbre está ligada a la juventud de una disciplina como la ecología del paisaje que necesita aproximaciones descriptivas, ya que los modelos predictivos aún no existen. Pickett *et al.* (1994), por ejemplo, señalan que la hipótesis de los efectos de la fragmentación no es más que una hipótesis exploratoria, ya que no integra mecanismos que relacionen la fragmentación y la riqueza específica. En ausencia de tal modelo mecanicista, no se puede saber qué componentes hay que integrar en la medida de la fragmentación. Hay que tener en cuenta la naturaleza de los elementos entre los fragmentos, pero ¿cómo? Este tema deja abiertas numerosas vías para la futura investigación.

Allen y Hoekstra (1992) señalan otra dificultad en la investigación sobre el paisaje y en ecología en general. Se trata del «evidente» carácter tangible de los elementos paisajísticos

(la ecología se basa en las experiencias humanas primarias). Esto lleva a las aproximaciones antropométricas del paisaje que han marcado fuertemente los comienzos de la disciplina (Pickett *et al.*, 1994) con las nociones de matriz, isla, corredor, etc. Establecer el precepto de Allen y Hoekstra (1992): *trataremos de no desviarnos en favor de los elementos observables directamente por la percepción humana*, es un verdadero reto, ya que al situarse frente a un paisaje, lo primero que se ve son los bosques, las praderas, los setos, etc y no las estructuras detectadas por los organismos objeto de estudio. La conceptualización de los elementos del paisaje desde una perspectiva ecológica es indispensable antes de toda cartografía, de toda medida. Aún queda mucho por hacer para progresar en este sentido. Los trabajos de Moilanen y Hanski (1998) lo prueban. Estos autores comprobaron los efectos de la estructura del paisaje entre las marchas de hábitat de una mariposa (*Melitaea cinxia*) sin mejorar significativamente la predicción de su presencia basándose solamente en el tamaño de las manchas y su aislamiento. Subrayan que *no existen razones teóricas para pensar que la calidad del hábitat a la estructura del paisaje no tengan efecto sobre la dinámica de las metapoblaciones*. Los autores atribuyen la ausencia del efecto de la estructura del paisaje en parte a los datos disponibles, datos de satélite de un grano más grueso que el de la especie estudiada y a la tipología de los datos.

Capítulo 4

Dinámica del paisaje

