



Fragmentación del paisaje en áreas protegidas

Mariola Szek

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

TESIS DOCTORAL

**FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE
EN ÁREAS PROTEGIDAS**

MARIOLA SZEK

UNIVERSITAT DE BARCELONA
2012

UNIVERSITAT DE BARCELONA
FACULTAT DE GEOGRAFIA I HISTÒRIA
DEPARTAMENT DE GEOGRAFIA FÍSICA I ANÀLISI GEOGRÀFICA REGIONAL
PROGRAMA DE DOCTORAT "GESTIÓ AMBIENTAL, PAISATGE I GEOGRAFIA"
BIENNI 2005 - 2007

**FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE
EN ÁREAS PROTEGIDAS**

MARIOLA SZEK

DIRECTOR
DR. PATRICIO RUBIO ROMERO

BARCELONA, 2012

*A mis padres, Bożenna y Stanisław Szek,
por su inmenso amor y apoyo.*

*Gracias por transmitirme
el interés por la geografía y por las temáticas ambientales,
y el gran respeto por el medio ambiente.*

Gracias!

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis doctoral no se habría podido realizar sin la colaboración de varias personas e instituciones que se mencionan a continuación, y cuyo aporte y gran apoyo han sido esenciales en el proceso de investigación.

Agradezco al Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación de España (MAEC) y a la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) por otorgarme una beca predoctoral, que me permitió desarrollar una parte de esta tesis.

A mi director, Dr. Patricio Rubio Romero, por su observación crítica y constructiva, y por su colaboración para la finalización de este trabajo.

A los profesores de l' Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional de la Universitat de Barcelona por su apoyo, amabilidad y por su interés en saber como iba avanzando el proyecto de esta tesis. Agradezco especialmente al Dr. Martín Vide, Dra. Montserrat Salva, Dr. Xavier Úbeda, Dr. Joan Albert López, Dr. Xosé Antón Armesto y Dra. M^a Belén Gómez, y al Dr. Jaume Buixeda de l' Departament de Prehistòria, Història Antiga i Arqueologia por su ánimo para que continuara hasta terminar la investigación.

A la Dra. Jenny Muñoz por proporcionarme una parte de sus datos que he necesitado para poder realizar esta tesis, y por transmitirme el interés por el SIG. Gracias Jenny!

Agradezco a todos mis amigos de la Facultad de Geografía de la Universitat de Barcelona, especialmente a Albert García Manuel, por su incondicional e incomparable apoyo y por su ayuda en muchas ocasiones, y a los compañeros del Laboratorio de Climatología, Arturo Sánchez, Aziz Benhamrouche, Ricard Miralles, por su inmediata ayuda cuando la necesitaba.

Quisiera expresar mi agradecimiento a Magdalena Wojciechowska, Jorge Andrés y Pau Borrás por su contribución en la elaboración del material gráfico para que este trabajo saliera adelante de la mejor manera posible.

Quedo muy agradecida a Mariela Garibay, Karolina Todorowa, Sara Calviño, Joanna Piórowska, Inma Arquerons, Marta Wasik, Luiza Chrzanowska, Eneko Amezketa, David Ramos y Julián Amengual por su gran apoyo y aporte en el desarrollo de este trabajo.

También quiero agradecer a mi familia, a mis padres Bożenna y Stanisław, y a mis hermanos, Agnieszka y Jacek, por creer en mí y por mantener la motivación siempre despierta. Gracias por darme ánimo y fuerza cuando más lo necesitaba.

Gracias, a todos los que me habéis apoyado y acompañado en este desafío! Gracias!

Mariola Szek

ÍNDICE

RESUMEN	XI
STRESZCZENIE	XII
ABSTRACT	XIII
RESUM	XIV
INTRODUCCIÓN	3
Capítulo I	
SISTEMA, PAISAJE, PARQUES Y ESPACIOS DE INTERÉS NATURAL	15
1.1. El sistema complejo de las áreas de interés natural	17
1.1.1. La idea de sistema y el área de interés natural	18
1.1.1.1. Fundamentos teóricos del modelo sistémico	22
1.1.1.2. Componentes que forman un sistema	25
1.1.1.3. Tipología de sistemas	28
1.1.2. Aplicación de la Teoría General de Sistemas (T.G.S.) en los estudios de sistemas naturales	33
1.1.3. Geosistema como modelo teórico de sistema natural aplicado para estudiar la Naturaleza	38
1.1.4. Áreas naturales consideradas como sistemas naturales	41
1.1.5. Análisis de sistemas	48
1.1.6. Regulación del sistema	53
1.2. El concepto de caos y riesgo	55
1.3. El concepto de paisaje y las áreas de interés natural	68
1.3.1. Enfoques paisajísticos. Historiografía del paisaje desde la perspectiva de una imagen pictórica hasta el concepto integrado.....	71
1.3.2. Paisaje como recurso natural concebido como el instrumento múltiestructural aplicado al estudio de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) clasificados según las categorías de manejo establecidas por la UICN	84
1.3.3. Desarrollo del concepto de los Parques y Espacios de Interés Natural	98
1.3.4. Análisis del paisaje como un indicador de la dinámica de transformación y evaluación del estado de los ecosistemas que forman los espacios naturales protegidos	114
1.4. Hacia una legislación universal del paisaje o áreas protegidas	123
1.5. El paisaje en el siglo XXI	125
1.6. Bibliografía específica	128

Capítulo II

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	141
2.1. Planteamiento del problema	142
2.2. Hipótesis	144
2.3. Objetivo general	145
2.4. Objetivos específicos	145
2.5. Bibliografía específica	146

Capítulo III

PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA	151
3.1. Espacio Natural Protegido del Garraf y Olèrdola	152
3.2. Descripción de la zona de estudio	152
3.2.1. Estado natural	153
3.2.1.1. Ubicación y superficie	153
3.2.1.2. Geología y geomorfología	154
3.2.1.3. Clima	165
3.2.1.4. Hidrología	167
3.2.1.5. Edafología	170
3.2.1.6. Estructura de vegetación y su composición	171
3.2.1.7. Fauna	173
3.2.1.8. Caracterización del paisaje	176
3.2.2. Elementos socioeconómicos	177
3.2.3. Aspectos legales	179
3.2.4. Estado administrativo	181
3.3. Las amenazas al parque	182
3.4. Importancia del Parque del Garraf y Olèrdola	187
3.5. Las discontinuidades y variedad de facetas del Garraf	191
3.6. ¿Un paisaje mediterráneo monótono o variado?	196
3.7. Bibliografía específica	201

Capítulo IV

FRAGMENTACIÓN DEL PAÍSAJE	207
4.1. Principales modelos conceptuales de la fragmentación del paisaje	214
4.1.1. Pérdida de hábitat y fragmentación per se: tendencias evolutivas en la estructura del paisaje que afectan negativamente la biodiversidad	214
4.1.2. Teoría de Biogeografía Insular (TBI): la fragmentación del paisaje y la relación entre el tamaño de las áreas y la diversidad de especies	218

4.1.3. Teoría de metapoblaciones: la población mínima como el criterio de la delimitación de las áreas protegidas	222
4.1.4. Modelo parche-corredor-matriz concebido como un modelo frecuentemente aplicado tanto en los estudios de la estructura del paisaje como a la planificación territorial	225
4.1.4.1. Mosaico paisajístico y patrones de paisaje	226
4.1.4.1.1. Matriz – elemento dominante.....	232
4.1.4.1.2. Parches – elementos especiales	234
4.1.4.1.3. Corredores – elementos lineales	238
4.1.5. Concepto de continuum, modelo de continuum y modelo Continua-Umwelt: confrontación entre la fragmentación y la continuidad de composición a lo largo de los gradientes ambientales	241
4.2. Factores de perturbación de los hábitats naturales y su relación con la fragmentación del paisaje	244
4.3. Consecuencias ecológicas de fragmentación del paisaje	245
4.4. Atributos de los patrones paisajísticos habitualmente aplicados a los estudios de la fragmentación	248
4.4.1. Tamaño del parche y su relación con la variabilidad ambiental.....	248
4.4.2. Variación de formas de los parches.....	251
4.4.3. Número de los parches	253
4.4.4. Arreglo espacio-temporal de los parches.....	254
4.4.5. Definición de las zonas de edge y efecto de borde.....	255
4.5. Consecuencias ecológicas de los bordes causadas por la fragmentación.....	257
4.6. Fragmentación y conservación	258
4.7. Bibliografía específica	260

Capítulo V

METODOLOGÍA.....	273
5.1. Propuesta metodológica	274
5.2. Definición de la base conceptual y pragmática	276
5.3. Elección del Área de Estudio	277
5.4. Estudio geomático y cartográfico	279
5.4.1. Base de datos y el aporte fotográfico y cartográfico utilizado para la elaboración de los mapas correspondientes al nivel analítico dentro de la propuesta metodológica (Mapas nº1-6)	280
5.4.1.1. Localización del área de estudio (Mapa nº1)	284
5.4.1.2. Modelo digital de Terreno (MDT) (Mapa nº2)	284

5.4.1.3 Matriz paisajística (Mapa nº3)	285
5.4.1.4. Estructura de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (Mapas nº 4, 5, 6)	286
5.4.2. Procesamiento de la elaboración de los mapas correspondientes al nivel diagnóstico dentro de la propuesta metodológica (Mapas nº 7, 8, 9: Mapas de la evolución en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en los períodos: 1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08, 1956/57–2006/08).....	289
5.5. Aplicación de índices	291
5.5.1. Selección de índices de fragmentación y metodología de cálculo.....	299
5.6. Diagnóstico y conclusiones	310
5.7. Bibliografía específica	312

Capítulo VI

RESULTADOS.....	321
6.1. Problemas de la aplicación metodológica	323
6.2. Caracterización de la composición y estructura paisajística del área de estudio (Aplicación de los mapas nº3, 4, 5, 6)	328
6.2.1. Análisis de la composición y estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1956-57 (Mapa nº4).....	335
6.2.2. Análisis de la composición y estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1983-87 (Mapa nº5)	336
6.2.3. Análisis de la composición y estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 2006-08 (Mapa nº6)	343
6.3. Evaluación de la fragmentación del paisaje. Análisis estadístico.....	350
6.3.1. Índices de densidad, tamaño, área y forma de los fragmentos.....	355
6.3.2. Índices de distribución espacial, dispersión y fragmentación.....	372
6.3.3. Índices de diversidad y heterogeneidad del paisaje.....	375
6.3.4. Métricas de borde	383
6.4. Diferencia multitemporal. Comportamiento dinámico de las cubiertas y usos del suelo en el período total evaluado de 1956/57 a 2006/08	389
6.4.1. Análisis de la dinámica de evolución del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola	389
6.4.2. Análisis de la dimensión temporal: evolución de la matriz de cambio	391

6.5. Análisis comparado con la Propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por Muñoz & Rubio (2008).....	408
6.6. Bibliografía específica	410
 Capítulo VII	
CONCLUSIONES Y TESIS FINAL	421
7.1. Hipótesis	422
7.2. Objetivo general	424
7.3. Objetivos específicos.....	430
7.4. Tesis final	438
7.5. Bibliografía específica	441
 Capítulo VIII	
BIBLIOGRAFÍA GENERAL.....	445
 ANEXO	
Variación de combinaciones de cambios de cobertura vegetal/uso del suelo elaborada para la ejecución de los mapas de evolución multitemporal de la estructura de paisaje.	473

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura nº1.	<i>La Red de los Áreas Protegidas de la Diputación de Barcelona tiene por objetivo gestionar los espacios naturales que forman la Red de Parques Naturales y el Área de Espacios Naturales Protegidos</i>	6
Figura nº2.	<i>Esquema de la estructura del sistema compuesto por distintos componentes</i>	25
Figura nº3.	<i>Modelo general de un sistema abierto, en que las entradas (INPUTS) se identifican con la fuerza del arranque del sistema</i>	27
Figura nº4.	<i>Modelo básico de sistema natural</i>	35
Figura nº5.	<i>Modelo de geosistema formado por dos subsistemas elementales</i>	40
Figura nº6.	<i>El péndulo simple constituye un ejemplo adecuado para explicar la evolución de un sistema dinámico</i>	60
Figura nº7.	<i>La presentación gráfica de los atractores evidentemente indica su carácter y comportamiento a largo plazo en el espacio de fases</i>	62
Figura nº8.	<i>Desarrollo de concepto del paisaje visto desde la perspectiva tradicional hasta la científica actual</i>	71
Figura nº9.	<i>Los principales elementos característicos de los espacios naturales</i>	89
Figura nº10.	<i>Categorías de manejo de los ENP, propuesta del año 1994</i>	95
Figura nº11.	<i>Ubicación de la zona de estudio y su mapa hipsométrico</i>	154
Figura nº12.	<i>El área de estudio dentro del contexto geológico general de Cataluña</i>	164
Figura nº13.	<i>Climograma correspondiente al período 2001-2007</i>	167
Figura nº14.	<i>Esquema de un macizo kárstico compuesto de rocas carbonatadas (principalmente calizas y dolomías) que muestra sistema de flujos y de recarga natural de las aguas de infiltración</i>	168
Figura nº15.	<i>La superficie del parque dividida por el Plan Especial en cinco zonas distintas</i>	181
Figura nº16.	<i>Desarrollo temporal del proceso de fragmentación de un hábitat continuo</i>	210
Figura nº17.	<i>Grados de alteración del paisaje según el porcentaje del hábitat destruido</i>	212
Figura nº18.	<i>Distintos escenarios de la conversión de un hábitat natural como efectos de la pérdida de hábitat y la fragmentación per se representados de forma gráfica</i>	216
Figura nº19.	<i>Dependencias entre el número de especies y las tasas de inmigración y extinción en las áreas de vegetación denominadas como islas</i>	219
Figura nº20.	<i>Factores principales que afectan la estabilidad de la isla del hábitat corresponden al tamaño de la Isla y la distancia de la isla a la fuente de invasión</i>	220
Figura nº21.	<i>Tipos de cobertura</i>	233
Figura nº22.	<i>Tipos de parches de vegetación establecidos según su origen y resistencia</i>	236
Figura nº23.	<i>Funciones principales que se establecen gracias a los flujos entre los corredores y las zonas adyacentes</i>	240
Figura nº24.	<i>Efectos espaciales como consecuencias ecológicas de la fragmentación de los hábitats</i>	246

Figura n°25.	<i>Zonificación del hábitat de un fragmento como resultado del efecto de borde</i>	256
Figura n°26.	<i>Relaciones entre la fragmentación de los hábitats y la biodiversidad de especies sobre la base de tres efectos de bordes</i>	257
Figura n°27.	<i>Esquema metodológico del trabajo de investigación estructurado en distintas fases consecutivas.</i>	275
Figura n°28.	<i>El modelo de la elaboración de datos analógicos en datos digitales desarrollado sobre la plataforma del Sistema de Información Geográfica</i>	279
Figura n°29.	<i>Etapas consecutivas en la elaboración de la banda de las ortofotomapas del año 1983, 1986 y 1987</i>	283
Figura n°30.	<i>Ejemplo de las imágenes de la misma zona capturadas en tres fechas distintas y utilizadas en la elaboración cartográfica de la composición y estructura del mosaico paisajístico en tres periodos establecidos: 1956/57, 1983/87, 2006/08</i>	287
Figura n°31.	<i>En la etapa inicial del análisis cuantitativo de la estructura y la fragmentación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola en cada período previamente establecido se convierten los tres mapas vectoriales de la estructura del paisaje del Parque de los siguientes períodos estudiados: 1956-57, 1983-87, 2006-08</i>	295
Figura n°32.	<i>Medidas y análisis de la fragmentación de paisaje tras aplicación de Fragstats y Patch Analyst 4</i>	296
Figura n°33.	<i>Esquema metodológico de la matriz de tabulación cruzada (matriz de cambios) elaborada para dos mapas de diferentes fechas</i>	297
Figura n°34.	<i>Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al período 1956-57</i>	336
Figura n°35.	<i>Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al período 1983-87</i>	342
Figura n°36.	<i>Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al período 2006-08</i>	349
Figura n°37.	<i>Área (ha) promedio por fragmento (MEDPS) según la clase de cubierta vegetal en los tres períodos de estudio</i>	356
Figura n°38.	<i>Cambios en los valores del índice de fragmento más grande (LPI) para los tres cortes cronológicos elaborado para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	359
Figura n°39.	<i>Histograma con valores de la desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos (PSSD)</i>	360
Figura n°40.	<i>Histograma que representa los valores del coeficiente de variación del tamaño medio de los fragmentos (PSCOV) para los tres períodos de estudio</i>	360
Figura n°41.	<i>Variación del número de fragmentos (NumP) por tipo de cobertura vegetal en tres períodos evaluados</i>	361
Figura n°42.	<i>Evolución del paisaje para los tres períodos evaluados representada por medio del gráfico de barras agregadas para la distribución de frecuencias relativas por categoría de cubiertas o uso del suelo</i>	364
Figura n°43.	<i>Gráfico de líneas para presentar la tendencia de evolución de cada categoría comparada entre el horizonte temporal de 1956/57 a 2006/08 pasando por el período intermedio 1983/87</i>	365

Figura n°44.	<i>Distribución de la dimensión fractal ponderada (AWMPFD) según tres clases de valores elaborados para el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola para los tres cortes temporales analizados</i>	370
Figura n°45.	<i>Índice de forma de los fragmentos (MSI) elaborado por tipo de cobertura y uso del suelo para la unidad de análisis Parque del Garraf y Olèrdola</i>	371
Figura n°46.	<i>Índice de distancia al vecino más cercano (MNN) elaborado por tipo de cobertura y uso del suelo para el Parque del Garraf y Olèrdola en tres cortes cronológicos evaluados</i>	374
Figura n°47.	<i>Histograma del índice de proximidad media (MPI) cuantificado a nivel de clase en tres fechas de referencia para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	376
Figura n°48.	<i>Índice de yuxtaposición e intermezclado (IJI) cuantificado a nivel de clase para el Parque del Garraf y Olèrdola en tres periodos de estudio: 1956/57, 1983/87 y 2006/08.</i>	379
Figura n°49.	<i>Tendencia de variación del valor de los índices de diversidad de Shannon (SDI) y de diversidad de Simpson modificado (MSID), de equitatividad de Shannon (SEI) y de equitatividad de Simpson modificado (MSIEI) observada a nivel de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en el período total desde 1956/57 hasta 2006/08</i>	381
Figura n°50.	<i>Las variedades de la superficie de borde (TE), la densidad de borde (ED) y de los áreas núcleos (TCA, MCA), observadas a nivel de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en el período total desde 1956/57 hasta 2006/08</i>	386
Figura n°51.	<i>Comparación de las métricas de área total de la clase (CA) en el paisaje y el área núcleo total (TCA) elaborada para los tres periodos evaluados.</i>	388
Figura n°52.	<i>Muestra del comportamiento dinámico de la vegetación y del uso antrópico y los cambios producidos en la combinación de diversos componentes del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola observado a lo largo de 50 años</i>	390
Figura n°53.	<i>El escenario de la propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por Muñoz & Rubio (2008) para el Parque del Garraf y Olèrdola y presentada en el Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf</i>	407

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla n°1.	<i>El Sistema de Categorías de Manejo de Áreas Protegidas desarrollado por la UICN en 1978</i>	93
Tabla n°2.	<i>Relaciones entre la valoración del paisaje, el enfoque conceptual adecuado y las acciones aplicadas</i>	119
Tabla n°3.	<i>Datos climáticos de los observatorios próximos al Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola</i>	166
Tabla n°4.	<i>Matriz de evaluación de las principales amenazas ambientales identificadas en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola</i>	188
Tabla n°5.	<i>Descripción detallada del material utilizado para elaboración de los mapas de la estructura del paisaje en tres distintos periodos</i>	281
Tabla n°6.	<i>Categorías de uso y de cubiertas del suelo aplicadas en la elaboración de los mapas de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en tres subperiodos que son presentados en orden cronológico</i>	288

Tabla nº7.	<i>Rango de valores aplicado para la elaboración de las cartografías correspondientes al nivel diagnóstico</i>	<i>290</i>
Tabla nº8.	<i>La variación de combinaciones de cambios de cobertura vegetal/uso del suelo elaborada para la ejecución de los mapas de evolución multitemporal de la estructura de paisaje del Parque Natural de Garraf y Olèrdola.....</i>	<i>291</i>
Tabla nº9.	<i>Descripción de los índices de fragmentación del paisaje utilizados en el estudio</i>	<i>300</i>
Tabla nº10.	<i>Valores de los índices de composición del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola elaborados a nivel de paisaje para los tres periodos estudiados</i>	<i>356</i>
Tabla nº11.	<i>Tamaño medio de los fragmentos (MEDPS) según las clases de paisaje seleccionadas</i>	<i>358</i>
Tabla nº12.	<i>Valoración de la superficie total de cada clase (CA) elaborada para tres periodos de estudio y el porcentaje del paisaje que ocupan las clases (ZLAND)</i>	<i>363</i>
Tabla nº13.	<i>Calculo del promedio anual de cambio ocurrido en los tres periodos evaluados y las tasas de cambio (TCCi) calculadas en % para cada una de las clases de cubiertas de suelo y suelos sin cubiertas de vegetación</i>	<i>367</i>
Tabla nº14.	<i>Dimensión fractal ponderada (AWMPFD) y dimensión fractal media (MPFD) según las clases de cubiertas y uso del suelo analizadas a nivel de paisaje en tres periodos evaluados</i>	<i>369</i>
Tabla nº15.	<i>Valores del índice de forma promedio (MSI) según clases paisajísticas</i>	<i>371</i>
Tabla nº16.	<i>Los valores de la distancia euclidiana promedio que existe entre el área de un fragmento y el fragmento más próximo elaborado para las clases y unidades en tres cortes cronológicos evaluados</i>	<i>374</i>
Tabla nº17.	<i>Los valores de índice de proximidad media según las clases paisajísticas</i>	<i>377</i>
Tabla nº18.	<i>Los valores del cálculo del índice de yuxtaposición (IJI) elaborados a nivel de clase para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	<i>378</i>
Tabla nº19.	<i>Cálculo de los índices de diversidad, abundancia y riqueza elaborados para la unidad de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en tres periodos de estudio</i>	<i>382</i>
Tabla nº20.	<i>Comparación de las métricas de borde y de área núcleo elaboradas a nivel de clase y de paisaje para la unidad de análisis el Parque del Garraf y Olèrdola, en tres periodos de estudio.....</i>	<i>384</i>
Tabla nº21.	<i>Matriz de cambios correspondiente al período 1956/57-1983/87 según las clases de cubiertas y usos del suelo</i>	<i>403</i>
Tabla nº22.	<i>Matriz de cambios evaluada para el período 1983/87-2006/08.....</i>	<i>404</i>
Tabla nº23.	<i>Matriz de cambios correspondiente en hectáreas según las clases de cubiertas y usos del suelo evaluada para el período total 1956/57-2006/08</i>	<i>406</i>
Tabla nº24.	<i>Superficie de pérdida o ganancia en función al cambio ocurrido en el paisaje evaluado por clase de cobertura y uso del suelo en hectáreas para tres cortes temporales</i>	<i>407</i>
Tabla nº25.	<i>Grado del cumplimiento de los objetivos establecidos para la investigación</i>	<i>440</i>

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Foto n°1.	<i>El sustrato geológico del son calizas y dolomías del Jurásico y Cretáceo</i>	163
Foto n°2.	<i>El Pantano de Foix – el embalse de origen artificial construido principalmente con el objetivo de la regulación del sistema hídrico y del desarrollo agrario de la comarca tras la crisis de la viña ocasionada por la plaga de la filoxera a finales del siglo XIX</i>	169
Foto n°3.	<i>Ejemplos de formaciones vegetales presentes en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola</i>	172
Foto n°4.	<i>La avifauna del Parque representan tanto los pájaros rupícolas tales como el roquero solitario (<i>Monticola solitarius</i>, como los aves rapaces rapiña, por ejemplo, el águila perdicera (<i>Hieraetus fasciatus</i>)</i>	174
Foto n°5.	<i>Ejemplo del paisaje mediterráneo representativo del área de estudio</i>	177
Foto n°6.	<i>Ejemplos de paisaje natural y de paisaje transformado por actividades antrópicas.</i>	208
Foto n°7.	<i>Composición y estructura del mosaico paisajístico compuesto por varios elementos estructurales.....</i>	230
Foto n°8.	<i>Escalas de paisaje y parche.....</i>	235
Foto n°9.	<i>Ejemplos de las zonas bordes de orígenes y funciones diferentes, fácilmente identificados en un mosaico paisajístico</i>	237
Foto n°10.	<i>Variedad de tipos de corredores ecológicos y sus funciones</i>	239
Foto n°11.	<i>Representación de distintos tamaños de parches en el paisaje</i>	250
Foto n°12.	<i>Variedad de formas presentes en el paisaje</i>	252

ÍNDICE DE MAPAS

Mapa n°1.	<i>Localización del área de estudio</i>	155
Mapa n°2.	<i>Modelo digital de terreno del Parque del Garraf y Olèrdola.....</i>	159
Mapa n°3	<i>Matriz paisajística (Análisis del año 2006/07)</i>	331
Mapa n°4.	<i>Estructura del paisaje del año 1956-57 elaborada para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	337
Mapa n°5.	<i>Estructura del paisaje del año 1983-87 elaborada para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	345
Mapa n°6.	<i>Estructura del paisaje del año 2006/08 elaborada para el Parque del Garraf y Olèrdola</i>	351
Mapa n°7.	<i>Evolución en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1956/57-1983/87</i>	393
Mapa n°8.	<i>Evolución en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1983/87-2006/08</i>	397
Mapa n°9.	<i>Evolución en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1956/57-2006/08</i>	401

RESUMEN

La investigación analiza el problema de la fragmentación y transformación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (Catalunya, España), a lo largo de un período de 50 años, aproximadamente. Para lograr el objetivo del estudio se llevó a cabo un análisis de la evolución de la estructura y composición del paisaje, comparando su estado en tres períodos diferentes (1956-57, 1983-87 y 2006-08) con el fin de determinar los cambios en los patrones espaciales del mosaico paisajístico del área protegida y, de esta manera, analizar el proceso de fragmentación del paisaje. Se estudió la dinámica del paisaje por medio de la variación en las superficies de distintos usos y cubiertas de suelo, así como su tasa de cambio, utilizando mapas elaborados en el proceso de la fointerpretación y digitalización de los ortofotomapas de los años antes citados. A partir de la información catastral se generaron los mapas de la estructura del paisaje en tres períodos evaluados con una leyenda común. Debido a la aplicación del mismo procedimiento de obtención de datos, dichos mapas son comparables entre sí.

Para el análisis de la evolución de la estructura del paisaje del parque se convirtieron las capas de la estructura del paisaje a formato raster, y se elaboraron los mapas de cambios que son clasificados como suaves, moderados y profundos. Por otro lado, se llevó a cabo el cálculo y el análisis de 25 índices y métricas relacionados con la configuración, composición, diversidad y riqueza, conceptos utilizados ampliamente en la Ecología del Paisaje, y considerados importantes para la comprensión del proceso de la fragmentación del paisaje en la zona de estudio. Los análisis se realizaron utilizando el software ArcGis 9.3, las extensiones del software Patch Analyst 4 y el paquete informático Fragstats. Finalmente, con el objetivo de obtener los valores numéricos de cambio entre las diferentes cubiertas y usos del suelo se elaboraron, para los tres períodos analizados, las matrices de cambio del paisaje.

Los resultados obtenidos indican que las tendencias evolutivas en la estructura del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola en el período comprendido entre 1956/57 y 1983/87 son más intensas y profundas que en el período 1983/87-2006/08. A su vez, se observó, durante el período total de estudio, una disminución progresiva en la superficie del bosque denso y matorral denso y un aumento en la superficie de matorral semidenso y bosque claro. En cuanto al nivel de patrones espaciales del paisaje, se verifica que la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se intensificaba gradualmente hacia finales de los años 80, debido a un aumento del número de fragmentos, una disminución de su tamaño promedio y las diferencias la distancia entre ellos. En el segundo período evaluado, este proceso suavemente se desvanece y se produce un pequeño aumento en el tamaño medio de los fragmentos.

STRESZCZENIE

Przedmiotem badań niniejszej pracy jest fragmentacja i transformacja krajobrazu w Parku Garraf i Olèrdola znajdującym się w Katalonii (Hiszpania), które miały miejsce na przełomie 50 lat. W tym celu przeprowadzono analizę porównawczą zmian struktury przestrzennej krajobrazu, badając jego stan w trzech różnych przedziałach czasowych (1956-57, 1983-87 i 2006-08). W efekcie, pozwoliło to określić przekształcenia w układzie przestrzennym mozaiki krajobrazowej parku i w ten sposób przeanalizować długoletni proces transformacji i fragmentacji krajobrazu, który jest objęty ochroną prawną. Zaobserwowane zmiany w sposobie użytkowania ziemi i pokrycia terenu, a także obliczenie współczynnika przekształcenia krajobrazu umożliwiło ocenę tendencji i dynamiki zmian krajobrazowych dla całego obszaru badań. Do analizy wykorzystano mapy opracowane w procesie fotointerpretacji i digitalizacji ortofotomap z lat wyżej wymienionych. Na podstawie otrzymanych wyników dla każdego z analizowanych okresów, opracowano mapę struktury krajobrazu z ujednoczoną, wspólną dla wszystkich map, legendą. Zważywszy na to, że za każdym razem stosowano te same metody otrzymywania danych, powyższe mapy można ze sobą porównywać.

W dalszym etapie analizy ewolucji struktury krajobrazu parku, dane wektorowe zostały przekształcone na format rastrowy i posłużyły do utworzenia trzech map zmian zachodzących w krajobrazie. Zmiany te w niniejszym opracowaniu zostały określone, jako słabo umiarkowane, umiarkowane i głębokie. Równocześnie dokonano przeliczeń i analizy 25 wskaźników struktury przestrzennej krajobrazu dotyczących konfiguracji, kompozycji, różnorodności i zasobności mozaiki krajobrazowej, pojęć powszechnie używanych w Ekologii Krajobrazu i uznanych za istotne w zrozumieniu procesu fragmentacji krajobrazu na obszarze badanym. Powyższych analiz dokonano przy użyciu software ArcGis 9.3, rozszerzeń Patch Analyst 4 i pakietu informatycznego Fragstats. Ostatecznie, w celu otrzymania wartości liczbowych określających tendencję zmian zachodzących w krajobrazie i w sposobie użytkowania ziemi, a także formach pokrycia terenu, opracowano matryce zmian w krajobrazie dla każdego z analizowanych w pracy przedziałów czasowych.

Otrzymane wyniki wskazują, że zmiany w strukturze mozaiki krajobrazowej Parku Garraf i Olèrdola są bardziej intensywne i głębokie w okresie od 1956/57 do 1983/87 niż w okresie 1983/87-2006/08. Jednocześnie w przeciągu całego okresu badań zaobserwowano postępujące zmniejszanie się zwartego obszaru leśnego i zakrzewień oraz wzrost powierzchni lasu młodego i zarośli. Niniejszym, biorąc pod uwagę czynniki takie jak: wzrost liczby fragmentów ekosystemów, zmniejszenie ich średniego rozmiaru oraz różnice w odległości między nimi, potwierdza się teza, że fragmentacja krajobrazu w Parku Garraf i Olèrdola wzrastała stopniowo aż do końca lat 80-tych. Później, obserwuje się, że proces ten stopniowo zanika i zachodzi niewielki wzrost średniej wielkości fragmentów ekosystemów budujących krajobraz parku.

ABSTRACT

This thesis deals with the issue of the fragmentation and the transformation of the landscape of the Garraf and Olèrdola Park (Catalonia, Spain) which took place in a period of approximately 50 years. For the purpose of this thesis I conducted an analysis of the evolution of the structure and the composition of the landscape by comparing its state in three different periods (1956-57, 1983-87 and 2006-08). This enabled me to determine the changes in the spatial patterns of the landscape mosaic of the protected area, which in turn allowed the analysis of the process of landscape fragmentation. Landscape dynamics was studied on the basis of the changes in the surfaces of different land use and land cover, their rate of change, as well as with the use of maps created in the process of photo-interpretation and digitalization of orthophotomaps from the above mentioned periods. The information obtained allowed the creation of maps of the landscapes structure in the three investigated periods which share the same legend. As a result of the use of the same method of data gathering, the above mentioned maps can be compared one with another.

For the analysis of the evolution of landscape structure in the park, layers of landscape structure were converted into the raster format and were used to create three maps showing changes in the landscape (which in this study are classified as mild, moderate and deep changes). Furthermore, I carried out a calculation and analysis of 25 indices and metrics related to the configuration, composition, diversity and richness. These concepts are widely used in Landscape Ecology and, in the field of study, are considered important for the understanding of the process of landscape fragmentation. The analyses were conducted with the use of the software called ArcGis 9.3, as well as extensions of the software Patch Analyst 4 and the software Fragstats. Finally, matrixes of landscape change in the three investigated periods were created in order to obtain the figures showing change in the land cover and land use.

The obtained results indicate that evolutionary trends in the structure of the landscape mosaic in the Garraf and Olèrdola Park in the periods from 1956-67 to 1983-87 were more intense and profound than those between 1983-87 and 2006-08. At the same time throughout the whole analysed period a progressive decrease in the surface of dense forest and dense shrubland was observed, and an increase in the surface of semi-dense shrubland and young forest. As for the level of the spatial patterns of landscape, it was proved that the landscape fragmentation in the Garraf and Olèrdola Park gradually intensifies until the late 1980s due to the growth of the number of fragments, the fall in their average size and the differences in the distance between them. In the second investigated period, this process vanishes gradually and a slight increase in the average size of fragments is observed.

RESUM

La investigació analitza el problema de la fragmentació i transformació del paisatge ocorregut al Parc del Garraf i Olèrdola (Catalunya, Espanya), al llarg d'un període de 50 anys, aproximadament. Per aconseguir l'objectiu de l'estudi es va dur a terme una anàlisi de l'evolució de l'estructura i composició del paisatge, comparant el seu estat en tres períodes diferents (1956-57, 1983-87 i 2006-08) amb la finalitat de determinar els canvis en els patrons espacials del mosaic paisatgístic de l'àrea protegida i, d'aquesta manera, analitzar el procés de fragmentació del paisatge. Es va estudiar la dinàmica del paisatge per mitjà de la variació en les superfícies de diferents usos i cobertes de sòl, així com la seva taxa de canvi, utilitzant mapes elaborats en el procés de la fotointerpretació i digitalització dels ortofotomapes dels anys abans esmentats. A partir de la informació cadastral es van generar els mapes de l'estructura del paisatge en tres períodes avaluats amb una llegenda comuna. A causa de l'aplicació del mateix procediment d'obtenció de dades, aquests mapes són comparables entre si.

Per l'anàlisi de l'evolució de l'estructura del paisatge del parc es van convertir les capes de l'estructura del paisatge a format ràster, i es van elaborar els mapes de canvis (els quals en aquest estudi són classificats com canvis suaus, moderats i profunds). D'altra banda, es va dur a terme el càlcul i l'anàlisi dels 25 índexs i mètriques relacionats amb la configuració, composició, diversitat i riquesa, conceptes utilitzats àmpliament en l'Ecologia del Paisatge, i considerats importants per a la comprensió del procés de la fragmentació del paisatge a la zona d'estudi. Les anàlisis es van realitzar utilitzant el programari ArcGis 9.3, les extensions del programari Patch Analyst 4 i el paquet informàtic Fragstats. Finalment, amb l'objectiu d'obtenir els valors numèrics de canvi entre les diferents cobertes i usos del sòl es van elaborar, per als tres períodes analitzats, les matrius de canvi del paisatge.

Els resultats obtinguts indiquen que les tendències evolutives en l'estructura del mosaic paisatgístic del Parc del Garraf i Olèrdola en el període comprès entre 1956-1957 i 1983-1987 són més intenses i profundes que en el període 1983/87-2006/08. Al seu torn, es va observar, durant el període total d'estudi, una disminució progressiva en la superfície de bosc dens i matoll dens, i un augment en la superfície de matoll de composició semidensa i bosc clar. Pel que fa al nivell de patrons espacials del paisatge, es verifica que la fragmentació del paisatge del Parc del Garraf i Olèrdola s'intensificava gradualment cap a finals dels anys 80, a causa d'un augment del nombre de fragments, una disminució de la seva mida mitjana i les diferències la distància entre els. En el segon període avaluat, aquest procés suaument s'esvaeix i es produeix un petit augment en la grandària mitjana dels fragments.

INTRODUCCIÓN

El reconocimiento de los problemas ambientales, la disminución de la superficie de carácter natural, así como el análisis integrado de las relaciones que se establecen entre la actividad humana y el medio natural han impulsado las políticas ambientales para establecer distintas figuras de protección adaptadas a las características y el funcionamiento de los paisajes naturales. A lo largo del tiempo, el concepto de áreas protegidas ha evolucionado adaptándose a un sistema único de clasificación internacional propuesto por la *Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza* (UICN), el cual a nivel europeo está introducido y desarrollado con la denominación específica de espacios protegidos *Red Natura 2000*. Entre ellos, el gran papel se le atribuye a la figura de protección conocida bajo el nombre genérico de “parque” cuyo objetivo general consta de *compatibilizar la coexistencia del hombre y sus actividades con el proceso dinámico de la naturaleza a través de un uso equilibrado y sostenible de los recursos* (Ley 4/89). Aunque los parques constituyen las áreas naturales poco transformadas por la explotación u ocupación humana, es difícil actualmente encontrar algún lugar en el mundo donde la presencia del hombre no se haya hecho notar (Soler, 1992). Asimismo, la gran parte de los áreas protegidas están conformadas por unas superficies en las cuales se combinan los hábitats de gran valor ecológico con aquellos denominados como los ecosistemas “seminaturales” que, aunque más o menos profundamente modificados por el hombre, conservan la estructura y la biodiversidad (Ortuño, 1982). De este modo, todos los espacios protegidos se perfilan como unos instrumentos básicos de la gestión y ordenación del territorio establecidos para la protección de la diversidad biológica y paisajística, así como los recursos naturales y culturales asociados.

No obstante, los Espacios Naturales Protegidos (ENP) no son unos elementos territoriales simples y estáticos sino que siendo los sistemas naturales, representan los paisajes naturales complejos y dinámicos de las características heterogéneas compuestos por diferentes elementos que les conciernen unas estructuras, las cuales varían con el tiempo. La manera en la que los elementos (naturales y/o seminaturales) se distribuyen en estos paisajes constituye un reflejo de todos los fenómenos naturales

y los procesos antrópicos que tienen lugar en el medio ambiente (Neef, 1967; Turner, 1989; Forman, 1995; Richling & Solon, 1996; Ostaszewska, 2002; Pietrzak, 2004; Brotons, 2007).

La evolución espacial de los paisajes se estudia dentro de la Ecología del paisaje involucrando el análisis temporal de los elementos, los patrones espaciales de sus diferentes unidades y las interacciones que describen las principales propiedades de un paisaje que son la estructura, la función y la evolución (Forman & Godron, 1986; Noss, 1990; Turner, 1990). De esta manera, por medio del análisis temporal, se genera la información relevante sobre las relaciones entre la estructura y los procesos ecológicos vinculados con el proceso de la evolución del paisaje y los cambios de uso-cobertura de la tierra que suceden a distintas escalas temporales y espaciales (Forman & Godron, 1986; O'Neill *et al.* 1988; Saunders *et al.* 1991; Forman, 1995; Burel & Baudry, 2002; Collado & Dellafiore, 2003; Peña-Cortés *et al.* 2006; Pinto, 2006). Mientras que el análisis de la estructura y la composición paisajística se reconoce como un factor fundamental de la organización espacial y una fuente de información de un territorio, el análisis de la dinámica de la evolución de los patrones espaciales se asocia mayormente a los procesos de la transformación y la fragmentación del paisaje. No obstante, la comprensión de las relaciones entre la fragmentación y las tendencias evolutivas en la estructura del paisaje cada vez más está enfocada en la conservación del paisaje y constituye un elemento fundamental para el manejo de las áreas protegidas.

La fragmentación del paisaje es un proceso dinámico que provoca que un determinado hábitat continuo (grandes áreas de las cubiertas vegetales, como por ejemplo los bosques) vaya quedando reducido a fragmentos más pequeños y aislados inmersos en una matriz de hábitats diferentes al original. De esta manera, el hábitat sea sustituido, total o parcialmente, por una cobertura diferente cambiando así la estructura y los aspectos funcionales. En efecto, la fragmentación altera el número de los fragmentos, su tamaño; también su distribución en el espacio. Desde este punto de vista, la fragmentación afecta en gran medida a la vegetación natural de modo que provoca la pérdida de su potencial ecológico y de la biodiversidad debido a que la disminución de la superficie total de hábitats de interés natural favorece el empobrecimiento de la diversidad de tipos de hábitats naturales y seminaturales presentes en el paisaje.

Bajo una perspectiva general, el fenómeno de la fragmentación es originado por varios factores entre los que se destacan la deforestación, el cambio de uso del suelo, los incendios o la presión demográfica sobre los recursos naturales. Asimismo, la fragmentación de los hábitats naturales y/o su degradación representan una gran amenaza para los lugares considerados como las áreas protegidas ya que estos sitios tienen por objetivo una garantía de permanencia del estado natural y de la biodiversidad de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestre en los fragmentos del medio ambiente que protegen.

El paisaje mediterráneo a nivel europeo se caracteriza por ser un paisaje contrastado y heterogéneo, en el cual los fuegos forestales u otras perturbaciones han fomentado su mayor diversidad y han provocado que las tendencias de cambios en los usos del suelo son muy variables (Myers *et al.* 2000; Sala *et al.* 2000). Por consiguiente, la gran importancia concedida a los estudios de los paisajes mediterráneos y la dinámica en su evolución, ocasionaron que, el presente estudio de investigación, se lleva a cabo en el ámbito de un espacio protegido ubicado en el paisaje típico mediterráneo en Catalunya (España), como es el Parque del Garraf y Olèrdola. A pesar de que esta figura de protección conlleva en su denominación la palabra “parque”, en realidad, no lo es. El Parque del Garraf y Olèrdola es un Espacio de Interés Natural (EIN) incluido a la *Red de los Espacios Naturales Protegidos (La Xarxa d'Espais Naturals: La Xarxa de Parcs Naturals i l' Àrea d'Espais Naturals)* (véase Figura nº1) diseñado en parte con el propósito de consolidar las discontinuas áreas naturales que circundan la elongada aglomeración urbana costanera que va desde Blanes hasta mas allá de Vilanova i La Geltrú (*Proyecto LIFE – Anella Verda* cofinanciado por la Unión Europea). Entre las áreas protegidas en la Provincia de Barcelona cabe destacar dos parques naturales: el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i L'Obac y el Parc Natural del Montseny. Los espacios restantes constan de: Parc del Castell de Montesquiu, Parc del Montnegre y el Corredor, Parc de la Serralada Litoral, Parc de la Serralada de Marina, Parc de Collserola, Parc Agrari del Baix Llobregat, Parc del Garraf, Parc d'Olèrdola, Parc del Foix y Espai Natural de les Guilleries-Savassona. Cada una de las áreas seleccionadas integra una serie de hábitats o elementos protegidos, ya sea por su interés ecológico, geológico, ambiental, botánico, faunístico o cultural, etc. y, según la *Ley 42/07 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, tiene por objetivo contribuir a la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y cultura, y de la diversidad biológica a nivel estatal. Asimismo, se trata, por un lado, de los espacios que reúnen los valores ecológicos especialmente destacables con una elevada vulnerabilidad y fragilidad, y por otro lado, de las áreas protegidas que, tal como es en

el caso del Parque del Garraf y Olèrdola, no se componen solamente de los recursos estrictamente naturales, sino de los que contiene también los paisajes culturales asociados. La Diputación de Barcelona gestiona directamente la mitad de estas áreas y el resto son gestionados por los consorcios que conforman la Diputación, los Ayuntamientos locales y las corporaciones municipales.

Figura n°1. La red de los Áreas Protegidas de la Diputación de Barcelona tiene por objetivo gestionar los 12 espacios naturales que forman la Red de Parques Naturales y el Área de Espacios Naturales Protegidos.



Fuente: DIBA (2010).

El establecimiento de este sistema de áreas protegidas es uno de los instrumentos aplicados a la gestión de los Espacios de Interés Natural en Catalunya, donde se engloban, en total, unas 243 distintas figuras de protección. Entre ellas cabe destacar las que son declaradas en base a las directivas europeas (Hábitats y Aves) que constituyen la antes mencionada Red Natura 2000 y las Áreas de Protección para la Fauna. Todos estos espacios protegidos bajo las diferentes figuras legales de protección, están incluidos en el Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN).

En cuanto al Parque del Garraf y Olèrdola, la estructura del paisaje de este espacio protegido, formado por los elementos naturales y antrópicos, presenta una gran heterogeneidad y posee los rasgos característicos de un paisaje mediterráneo de degradación media. Su objetivo fundamental consiste en *el establecimiento de un régimen de protección, conservación y mejora del medio físico y rural del macizo del Garraf, compatible con el aprovechamiento ordenado de sus recursos y la actividad de sus habitantes, siendo sus valores básicos la configuración geológica, la flora, la fauna, los ecosistemas y todos aquellos elementos que testimonian la actuación histórica del hombre sobre el territorio, considerados no como elementos aislados sino como componentes de un sistema complejo de relaciones entre el hombre y su medio natural* (Plan Especial del Parque del Garraf, 1986). Asimismo, la estrategia de protección del paisaje mediterráneo se extiende a las áreas que, a pesar de que actualmente no tienen una alta categoría de protección establecida como son los parques nacionales o naturales, hacen referencia a los espacios de alto valor ambiental cuya preservación se estima necesaria. En este sentido, la protección y conservación de los paisajes naturales, y la mejora o restauración de los paisajes degradados dentro de este conjunto de tres espacios de interés natural (Parque del Garraf, Parque de Olèrdola y Parque del Foix) denominados conjuntamente como el Parque del Garraf y Olèrdola, puede ocasionar, en un futuro, el cambio de categoría de protección y la declaración de este área como un parque natural.

A lo largo de los últimos 50 años, el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola ha sufrido varias transformaciones estructurales y también en los patrones espaciales: la sucesiva implantación de usos y actividades vinculados al área de Barcelona, la división y fragmentación de hábitats (bosques u otras formaciones vegetales), disminución de la superficie cubierta de la capa vegetal y los cambios de uso/cobertura, construcción urbana e industrial como el vertedero metropolitano y diversas canteras de cielo abierto, aparición de las áreas sin cubierta o con la cubierta escasa, construcción de las urbanizaciones de segunda residencia y numerosas infraestructuras de comunicación varia y telecomunicación, así como, en algunas zonas, los efectos positivos de la conservación tales como el aumento de áreas del bosque o matorral son solo unos ejemplos. Los múltiples cambios de uso/cobertura de la tierra que con el tiempo provocaron e intensificaron la fragmentación del paisaje, se asocian tanto a las actividades antrópicas, a los acontecimientos naturales (previsibles, como la sucesión ecológica, o totalmente imprevisibles, como los incendios), como a los efectos secundarios de ambos casos.

Cabe destacar que para la selección del área de estudio influyeron también otros factores, tales como la disponibilidad del material fotográfico y cartográfico facilitado por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) y la posibilidad de desarrollar los estudios propios a través de la adaptación y actualización de una parte de los estudios realizados por Muñoz & Rubio (2008) por encargo de la Diputación de Barcelona.

Respecto a estos acontecimientos, en el siguiente estudio de investigación se plantea caracterizar la estructura del paisaje en tres fechas distintas (1956/57, 1983/87 y 2006/08) y, de esta manera, analizar las tendencias evolutivas del paisaje comparando su estado en tres períodos diferentes (1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08 y 1956/57–2006/08), con el fin de determinar los patrones de la fragmentación y transformación del paisaje. Se acepta que el período total de estudio, que corresponde a los 50 años, aproximadamente, sea suficiente ya que constituye una época de profundos cambios registrados en el mosaico paisajístico. Estos cambios han influido notablemente en la cubierta vegetal y, por lo tanto, en la estructura del paisaje del parque.

Para cuantificar los cambios en los usos y cubiertas del suelo durante los tres periodos estudiados, se constituyó una serie cronológica de mapas de la estructura del paisaje del Parque en formato vectorial, posteriormente convertidos a formato raster, y los mapas de cambios en el paisaje, los cuales el presente estudio trata de clasificar como los cambios suaves, moderados y profundos. Respecto a la fragmentación del paisaje, concebida como una fuerte modificación de la estructura del sistema paisajístico, se planteó evaluar su grado por medio de la aplicación de 25 índices y métricas que permiten la caracterización cuantitativa a nivel de paisaje, de clase y de fragmento estimada para cada corte cronológico. Adicionalmente, para completar el proceso de análisis cuantitativo, se elaboraron matrices cruzadas de cambio, que indican el tamaño de las superficies que cambian de uso en los tres períodos evaluados.

La combinación de ambos métodos (que surgen desde la Geografía Física y desde la Ecología del Paisaje) permite, por una parte, identificar los cambios en los patrones espaciales (Forman & Godron, 1986; Urban *et al.* 1987; Turner *et al.* 2001; Velázquez *et al.* 2002; Wiens, 2005) y, por otro lado, sirve como base para analizar los procesos de la fragmentación del paisaje del parque en general y de la cubierta vegetal en particular.

De esta manera, se pretende aportar al conocimiento del problema de la fragmentación del paisaje mediterráneo, ampliar la base de datos y de estudios de la zona, posibilitar el entendimiento de algunos conceptos o procesos que se

encuentran inmersos en el paisaje y generar la información acerca de las tendencias evolutivas del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola.

Bibliografía Específica:

- Brotos L.**, 2007. *Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico*. pp. 137-156. En: Camprodon J., Plana E. (editores). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Burel F., Baudry J.**, 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España.
- Collado D., Dellafiore C. M.**, 2003. *Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población Del Venado De Las Pampas en el Sur de la Provincia de San Luis*. Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA), INTA, Argentina, pp.17.
- Diputación de Barcelona (DIBA)**, 2010. *La Red de Parques Naturales de la Diputación de Barcelona y el Área de Espacios Naturales*. Barcelona, España: <http://www.diba.es/parcsn/parcs/plana.asp?parc=0&m=135&s=871>
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Forman R.T.T.**, 1995. *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, London, United Kingdom.
- Myers N., Miggdfmeier R.A., Mittermeier C.G., de Fonseca G.A.B., Kent J.**, 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature, USA, Vol. 403, pp. 855-858.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Neef E.**, 1967. *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*. Haach, Gotha/Leipzig, Deutschland.
- Noss R.F.**, 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. Conservation Biology, USA, Nº 4, pp. 355-364.
- Ley 4/1989**, de 27 de Marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestres, España.
- Ley 42/2007**, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, España.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. Landscape Ecology, USA, Vol. 1, pp. 153-162.
- Ortuño F.**, 1982. *Visión panorámica, a nivel mundial, de las políticas de espacios protegidos. Planificación y gestión de Espacios Naturales Protegidos*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, España.
- Ostaszewska K.**, 2002. *Geografia krajobrazu. Wybrane zagadnienia metodologiczne*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Peña-Cortés F., Rebolledo G., Hermosilla K., Hauenstein E., Bertrán C., Schlatter R., Tapia J.**, 2006. *Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenta costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales*. Ecología Astral 16, Asociación Argentina de Ecología, Córdoba, Argentina, pp. 183-196.
- Pietrzak M.**, 2004. *Matryce, płaty i korytarze jako operacyjne jednostki terytorialne – możliwości i ograniczenia*. Cieszevska (red.) Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, 2004, Problemy Ekologii Krajobrazu tom XIV, Warszawa, Polska.

- Pinto J.**, 2006. *Evolución del paisaje y estado de conservación de la Reserva Forestal El Choré*. Kempffiana, N° 2, Santa Cruz, Bolivia, pp. 45-56.
- Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural del Garraf (PEIN)**, 1986. Barcelona, España, DOGC Núm. 805 18/02/1987, DOGC 22/11/1996, DOGC 18/06/1997, <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>, DOGC Núm. 3592 de 11 de marzo de 2002. <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>
- Richling A., Solon J.**, 1996. *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Sala O.E., Stuart Chaplin III F., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff L., Walker B.H., Walker M., Wall D.**, 2000. *Biodiversity, Global scenarios for the year 2100*. Science 287, USA, pp. 1770-1774.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R.**, 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. Conservatory Biological, Blackwell Scientific Publications (BSP), United Kingdom, Vol. 5, pp. 18-32.
- Soler J.**, 1992. *Los espacios naturales. Manual de ciencia del paisaje*. Masson S.A., Barcelona, España.
- Turner M.G.**, 1989. *Landscape Ecology: the effects of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematic, California, USA, Vol. 20, pp. 331-334.
- Turner M.G.**, 1990. *Spatial and temporal analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 4, pp. 21-30.
- Turner M.G., Gardner R., O'Neill R.**, 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Spring-Verlag, New York, USA, pp. 401.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.H.**, 1987. *Landscape ecology*, Bioscience 37, USA, pp. 119-127.
- Velázquez A., Mas J.F., Palacio J.L.**, 2002. *Análisis del cambio de uso del suelo*. Convenio INE-IG (UNAM). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México, México.
- Wiens J.J.**, 2005. *Can incomplete taxa rescue phylogenetic analyses from long-branch attraction?*. Systematic Biology, Oxford, United Kingdom, Vol. 54, pp. 731-742.

CAPÍTULO I
SISTEMA, PAISAJE, PARQUES Y
ESPACIOS DE INTERÉS NATURAL

A pesar de que a lo largo del tiempo, a base de ideas reales y abstractas, se ha constituido una infinidad de definiciones, la esencia del concepto del paisaje es siempre similar. Por lo general, el término **paisaje**, frecuentemente se identificaba, con una superficie de carácter estético o visual, vinculada a un territorio, con una morfología y funciones estables que representa un valor ecológico; pero como la información proporcionada por varias disciplinas científicas tales como la Geografía, la Psicología Ambiental y la Ecología enriqueció el modo tradicional de la interpretación y percepción del paisaje y, en efecto, ocasionó el desarrollo y orientación de los estudios en cuanto a su estructura, composición, funcionamiento, así como su aplicación a la ordenación y planificación territorial, gestión y evaluación ambiental, etc..

Uno de los aspectos que recientemente se ha considerado como fundamental a la hora de entender el paisaje es analizar con frecuencia sus componentes con el fin de obtener un mayor entendimiento de cómo se relacionan dichos componentes entre sí, y cómo funciona el paisaje que observa la humanidad y lo concibe como un “todo”.

Bajo estas consideraciones, por un lado se estudia el paisaje mediante su historia, evolución y transformación analizándolo como el resultado de los procesos naturales e intervención humana sobre ellos. Por otro lado, dicho estudio se limita al análisis sistémico en el que se aplica al estudio los conceptos asociados, el comportamiento caótico en la Naturaleza o la Teoría General de Sistemas (TGS); ideas que indudablemente también marcaron un avance revolucionario en el desarrollo de análisis en muchas ciencias.

Este procedimiento de análisis del paisaje requiere la aplicación de una propuesta metodológica inherente a la TGS, según la cual el estudio del paisaje es un proceso compuesto de varias etapas. En primer lugar se depura el paisaje de condicionantes estéticos que lo conforman, y posteriormente se estudia como un sistema complejo compuesto de varios elementos (Richling & Solon, 1996). En segundo lugar, se elabora una síntesis para comprender las interrelaciones entre los elementos del paisaje, y finalmente, se examinan los posibles procesos de regulación y nivelación de desviaciones que afectan al sistema.

El siguiente capítulo tiene por objetivo instituir el marco teórico que permita situar el tema objeto de investigación dentro del conjunto de las teorías y conceptos aplicados con el propósito de facilitar el entendimiento y manejo de problemas señalados en los capítulos siguientes. La elaboración del marco teórico se basa en una identificación de fuentes primarias y secundarias por medio de la lectura de textos, publicaciones, libros especializados, revistas específicas, trabajos de investigación ya existentes, listados de referencias publicadas, monografías científicas y todos aquellos documentos científicos que son fundamentales para la investigación. De esta manera, se intenta constituir una meta coordinada y coherente de ideas y conceptos con el fin de aportar a la investigación una profunda reflexión elaborada a base de las fuentes bibliográficas revisadas sobre el problema planteado.

Von Bertalanffy (1968) señala que el enfoque de sistemas posiblemente puede ser *“la única forma en la que podemos volver a unir las piezas de nuestro mundo fragmentado: la única manera en que podemos dar coherencia a ese caos”*. Por esta razón, a base de la TGS y sus conceptos claves, dentro de los cuales se puede encontrar el concepto de geosistema, en este capítulo se caracteriza la figura de protección de la Naturaleza bajo la denominación genérica de ESPACIO DE INTERES NATURAL más que la de PARQUE, porque no siempre las áreas de cierto interés natural que se encuentran en fase de recuperación de parte de sus valores naturales, como es el caso del Parque del Garraf y Olèrdola, pueden clasificarse o asimilarse a las legalizadas categorías de parque nacional y/o natural. Además en nuestro medio el reconocimiento de que una determina fracción de territorio bajo el concepto de paraje o espacio de interés natural es como la primera fase para buscar la protección de sus elementos o interacciones naturales.

Además, se amplía el marco teórico por medio del marco conceptual que incluye los conceptos básicos del comportamiento caótico orientado a los sistemas naturales. De dicha manera se pretende diseñar forma generalizada aspectos fundamentales y aportaciones de ciencias abstractas aplicadas al estudio del paisaje.

Una vez descritos los principios teóricos y conceptuales sobre el sistema natural, su estructura, organización y su previsible e imprevisible comportamiento se inicia una breve explicación referente al concepto de paisaje. En una primera aproximación, se puede establecer una relación intrínseca entre las distintas definiciones de paisaje con los momentos históricos en que fueron propuestas. No obstante, a pesar de que estas nociones contienen elementos comunes, éstos derivan de diferentes campos científicos. En virtud de lo cual, para no limitar la presentación del concepto exclusivamente a una

mera definición, se presentan cuatro enfoques del estudio que aparecen a lo largo del tiempo, entre los cuales cabe mencionar un enfoque visual, otro territorial, otro sistémico y un último cultural cerrando la reseña histórica con el concepto integral de paisaje que une los cuatro enfoques mencionados anteriormente.

Tal acercamiento está relacionado con el interés de concebir el paisaje sobre todo como modelo sistémico aplicado al análisis de las áreas naturales, cuya expresión exterior consiste precisamente en la heterogeneidad representada por la composición y configuración paisajística (González, 1985) y estudiada por medio del estudio del mosaico paisajístico y sus elementos.

La consideración del paisaje como un recurso mixto y su compleja valoración está relacionada con la progresiva importancia que se le da a la protección del medio ambiente y conservación de actividades antrópicas que se relacionan de un modo racional con la Naturaleza. De esta forma señalamos el gran papel que se le atribuye a la figura de la protección conocida como espacio de interés natural, que es gestionada mediante unos planes denominados PEIN (Plan de Espacios de Interés Natural). En la actualidad, está en creciente aplicación otra figura legal de protección, la de los Paisajes protegidos que “(...) son partes del territorio que las administraciones competentes, a través del planeamiento aplicable, por sus valores naturales, estéticos y culturales, de acuerdo con el Convenio del paisaje del Consejo de Europa, consideren merecedores de una protección especial”. (Artículo 34, Ley 42/2007).

1.1. EI SISTEMA COMPLEJO DE LAS ÁREAS DE INTERÉS NATURAL

El estudio de cualquier sistema natural, que en este caso está limitado al estudio de un fragmento protegido del medio ambiente, representado por la figura de protección denominada *Espacio de Interés Natural (EIN)*, no significa sólo el análisis de las agrupaciones de plantas, animales, formas morfológicas, datos climáticos o hídricos, sino también de diversos procesos y flujos de energía y materia. Respecto a los valores naturales, este estudio sirve para poder entender el espacio protegido como un sistema. Por su parte, el estudio de los ecosistemas naturales ayuda a comprender las relaciones entre el ambiente y los seres vivos, entre la Naturaleza y los seres humanos. Mediante este estudio, se puede denotar qué valor tiene la protección de las áreas naturales y/o qué importancia tiene el impacto antrópico y varias consecuencias que provienen de dicho impacto. De esta manera, el análisis del área protegida concebidas como un sistema natural permite ver de manera más sostenible su complejidad.

Partiendo de un principio de que los sistemas naturales evolucionan constantemente y que su evolución está sujeta a varios factores, por medio del grado y período de influencias procedentes del ambiente en el que están situados, en los sistemas aparecen varios cambios, unos naturales y otros provocados.

Realmente, cualquier injerencia humana que provoque un cambio o transformación innatural de los elementos del sistema o constituye el motivo principal de sus mutaciones biológicas y que puede llegar a destruir el equilibrio total del sistema. Tras este tipo de transformaciones es posible que aparezca una constante deformación en el desarrollo natural del sistema (Richling, 1992). Así pues, mediante la TGS parece necesario estudiar la organización interna del sistema y conocer su origen, su estructura, sus dependencias, sus niveles jerárquicos, su capacidad de variación y adaptación, la conservación de su identidad, las leyes que lo gobiernan y sus probables estados futuros. A partir de entonces se puede construir unos modelos y aplicarlos con el fin de mejorar el conocimiento del funcionamiento propio de los sistemas naturales y, finalmente, eliminando las perturbaciones o impactos, intentar mejorar tanto la conservación de los ecosistemas frágiles como la protección de los espacios de alto valor natural y cultural.

1.1.1. La idea de sistema y el área de interés natural

Antes de exponer los principios de la Teoría General de Sistemas (TGS) y su aplicación en el estudio del área protegida considerándola como un sistema natural complejo, abierto y dinámico, conviene establecer qué se entiende por sistema, ya que sobre este concepto se elaboró dicha teoría.

Según la definición propuesta por Chorely & Kennedy (1971), un sistema es *un conjunto estructurado de componentes y variables que muestran relaciones entre ellos y operan en conjunto como un todo complejo de acuerdo con unas pautas observadas*.

Levaggi (1999) plantea el concepto de la siguiente manera: (...) *un conjunto de elementos interactivos, que pueden ser diseñados para que, en forma cooperativa, logren cumplir una función dada, o alcanzar propósitos determinados*, mientras que para McLeod Jr. (2000), *un sistema es un grupo de elementos que se integran con el propósito común de lograr un objetivo*.

Otra definición de sistema que se utiliza, sobre todo, en cuanto a los fenómenos de relaciones causales, es el típico concepto de caja negra que interactúa con el medio ambiente a través de insumos y productos, sin tener en cuenta su funcionamiento interno.

A pesar de que existen numerosas definiciones de sistema, la esencia básica que se desprende de ellas es la misma: un sistema es un conjunto de elementos o partes íntimamente relacionados e interconectados para formar un todo. Tanto las relaciones entre los elementos, como los elementos mismos deben lograr un objetivo como meta y, para que este conjunto de elementos pueda ser considerado como sistema, tienen que compartir la misma misión.

Por lo general, un sistema se percibe como algo que posee una entidad que por un lado lo distingue de su entorno, y por otro lado mantiene una interacción con él. Esta identidad permanece a lo largo del tiempo, pero siempre y cuando interactúe con el ambiente. En lo que respecta a su funcionamiento, los sistemas reciben energía, materia e información del ambiente que procesan y así generan las salidas. De esta forma, el concepto de sistema es aplicable a fenómenos y estructuras del mundo físico, biológico y social.

Puesto que el concepto de sistema se sitúa dentro de múltiples disciplinas, para ilustrarlo se puede citar, por ejemplo, el sistema solar en Astronomía, los sistemas atómicos en la Física y el sistema social en la Sociología, cualquier organización o empresa formada por varios departamentos, el sistema monetario en la Economía, el sistema nervioso o un ser vivo en la Biología, y así sucesivamente.

En consecuencia, partiendo de la hipótesis de que el medio ambiente se puede estudiar como un sistema natural, la definición de sistema que se considera más apropiada para el estudio es la definición clásica propuesta en el año 1968 por el biólogo austriaco Ludwig von Bertalanffy. Para él, **un sistema es un conjunto de unidades en interrelación**. La sencillez de esta definición ha favorecido a que la idea de sistema se haya convertido en uno de los conceptos más fundamentales y actualmente populares. Según Ackoff (1971), el modelo de sistema propuesto por von Bertalanffy tiene que cumplir las siguientes tres condiciones:

1. *La conducta de cada unidad del sistema tiene un efecto sobre la conducta de todo sistema.* El ser humano, por ejemplo, es un sistema que consta de varios órganos. Cada una de sus partes: la cabeza, el corazón, los

pulmones, las piernas, los ojos, etc., tiene algún efecto sobre el comportamiento de todo el cuerpo.

2. *El comportamiento de los elementos de sistema y del sistema total son interdependientes.* Siguiendo el mismo ejemplo, esta condición indica que entre los órganos suceden influencias y procesos, por lo cual, no se puede limitar el sistema sólo a la suma de los órganos sino que se debe de tener en cuenta varias interrelaciones que aparecen entre sus elementos. En realidad, el sistema es un “*todo*” y ningún elemento tiene efecto independiente sobre él. Visto por separado, el hombre es una entidad compleja y el modo cómo interactúa el corazón y los pulmones está influenciado, por ejemplo, por la conducta del cerebro.
3. *Dentro del sistema existen subsistemas y cada uno tiene un efecto sobre la conducta del todo; ninguno tiene un efecto independiente sobre él.* Al respecto, cada uno de los órganos tiene sus propias cualidades y, a su vez, constituye un subsistema, pero cuando se separa del sistema total no funciona tal y como cuando forma parte de él.

De la misma manera, Hevia (1998) plantea que en el análisis de los sistemas se debe examinar varios atributos, es decir, no sólo los elementos sino las relaciones entre los atributos, así como, las relaciones de éstos con el entorno. Cualquier interacción se puede estudiar según la siguiente pauta: los elementos p están relacionados bajo la relación R y que el comportamiento de un elemento p en R es diferente de su comportamiento en otra relación R' . Cuando los comportamientos en R y R' no se diferencian, la interacción no existe.

Klir & Valach (1967) utilizan instrumentos propios de la teoría de conjuntos para dar una definición matemática. Según estos autores, un sistema S puede representarse mediante un conjunto de elementos $A = \{ a_1, a_2, \dots, a_n \}$ y, para incluir el entorno al estudio, se añade otro elemento, el a_0 . Por lo tanto, el sistema se describe como $B = \{ a_0, a_1, \dots, a_n \}$. De tal manera, se incluyen todos los elementos del sistema, incluso su entorno. No obstante, para examinar las interacciones y relaciones entre estos elementos es necesario definir un sistema como $S = \{A, R\}$ donde R representa el conjunto de relaciones entre cualquier elemento a y a_i .

Harvey (1983), tomando como base los conceptos de von Bertalanffy propone una característica universal de sistema que incluyen las siguientes premisas:

1. Un conjunto de elementos que se distinguen por un atributo variable.
2. Un conjunto de relaciones entre atributos.
3. Un conjunto de relaciones entre estos atributos y el entorno.

Otro criterio que se puede presentar con referencia a la idea de sistema es el modo de creación. Según Bojarski (1984), el proceso de creación de un sistema abarca la percepción, separación y creación misma. La metodología que propone este autor en cuanto al estudio del sistema se reduce a lo siguiente:

- a. Escoger una relación entre los elementos y definir sus propiedades. La relación, en el sentido general, corresponde a una correlación, independencia, unión, influencia o flujo entre los elementos. Las propiedades de dicha relación dependen, ante todo, del grado de su intensidad.
- b. Clasificar los elementos que ejercen funciones de la relación escogida anteriormente. Es preciso señalar que la participación activa de todos los elementos del sistema decide sobre su existencia, coherencia y funcionamiento integral.

Sucede que el punto inicial en la creación de sistema constituye un objeto que representa, por ejemplo, un fragmento de la realidad material. En este caso, se analiza el proceso de creación del sistema tras examinar una relación individual o una serie de relaciones que han ocurrido sucesivamente. El análisis se elabora en función de la intensidad del proceso. Bojarski (1984) plantea que la metodología de la creación de un sistema se puede aplicar a los estudios ecológicos tales como los estudios de población o ecosistemas, sin necesidad de hacer una aplicación espacial.

Dada la definición de sistema, a continuación se pretende explicar el concepto primero de forma sintáctica con el propósito de mencionar, posteriormente, diversas cuestiones o procesos que están íntimamente relacionados con él. Por tanto, se presentan los antecedentes históricos de la idea de sistemas centrándose concretamente en el desarrollo de la Teoría General de Sistemas. Como evidencia de que un sistema es un conjunto de elementos, se les identifica y en base a la composición, se les caracteriza su funcionamiento. Finalmente, se enfoca el estudio considerando determinados aspectos y criterios que hacen que los sistemas se diferencien entre sí y, en definitiva, se presenta su tipología.

1.1.1.1. Fundamentos teóricos del modelo sistémico

La necesidad de desarrollar un método sistémico y uniforme se ha hecho visible, sobre todo, a partir de los años 20 del siglo XX cuando Jan Cristiaan Smuts, en su obra *Holism and Evolution* (1926) presentó la interpretación del cosmos considerándolo como una realidad formada por conjuntos individuales dispuestos de manera jerárquica.

Cada uno de estos conjuntos, según el autor, constituía un sistema conectado de forma interdependiente con los demás empezando por los átomos y acabando en el mismo cosmos. Jan C. Smuts define esta visión como una visión holística (del griego *holios* = globo).

No obstante, en los principios del concepto holístico se expone la importancia del “*todo*”, que es más grande que la suma de sus partes y, por lo tanto, se da valor a la interdependencia de las partes. Siguiendo esta corriente de pensamiento, un sistema es algo más que una suma de los elementos. Koestler (1967) señala que dichos elementos constituyen un “*sub-todo*”, “*parte-todo*” o “*sub-estructura*”, a lo que llama “*holón*”. Este término fue introducido por el propio Koestler para precisar expresiones y así, poder referirse a aquello que siendo una totalidad constituye simultáneamente parte de otra. Por consiguiente, este autor señala que los subsistemas constituyen unas pequeñas totalidades.

La aportación fundamental en la creación y el desarrollo del concepto de sistemas la hizo el biólogo austriaco Ludwig von Bertalanffy construyendo a base de conceptos abstractos y reales una teoría que ha revolucionado totalmente la ciencia. Después de varios años de estudios, en la presentación de la Teoría General de Sistemas (T.G.S.) en 1968 se ha hecho patente la creación de un método que permite la integración de las ciencias naturales y sociales y, al mismo tiempo, un instrumento básico que engloba la totalidad de los elementos del sistema, las interacciones que existen entre los elementos y la interdependencia entre ambos.

Para von Bertalanffy, la Teoría General de Sistemas no pretende resolver problemas o proponer soluciones prácticas, sino producir teorías y formulaciones conceptuales que puedan aplicarse a la realidad. Según el mismo autor, en los principios de cada teoría científica siempre se deberían establecer fundamentos metafísicos. Sin embargo, tales fundamentos formarían una base en el momento de aplicar a los problemas estudiados, así como, una metodología adecuada al estudio. Dicha metodología, podría ser concebida como una búsqueda de estrategias válidas

para resolver los problemas científicos. En relación a estas consideraciones en la T.G.S. el mismo autor distingue, a saber, la ontología, la epistemología de sistemas y la filosofía de valores de sistemas.

La ontología tiene por objetivo establecer la definición del sistema y distinguir un sistema real de un sistema conceptual; también trata de explicar el mecanismo de relaciones en el que entran los elementos que constituyen el sistema.

La epistemología de sistemas, llamada también la *Teoría del conocimiento*, marca la diferencia entre la Física, declarada en su día un lenguaje único de la ciencia, y la reflexión, cuyo propósito es explicar la realidad de las cosas. Basando en estos principios, von Bertalanffy (1976) señala que la realidad es una interacción entre el conocedor y lo conocido y depende de múltiples factores.

La filosofía de valores de sistemas se centra en el análisis de la relación entre los seres humanos y el medio ambiente.

En términos generales, la característica más importante del concepto de sistema es la idea de un conjunto de elementos interconectados para formar un *todo*. Esta definición refleja conceptos básicos que von Bertalanffy (1968) plantea como propósito u objetivo y globalismo o totalidad. En el primer caso, cada sistema tiene uno o algunos objetivos que trata siempre de alcanzar, mientras que el globalismo hace referencia a los cambios en el sistema total. Según von Bertalanffy (1968), *cualquier estímulo en cualquier parte del sistema afectará todas las partes*. Dicho de otro modo, a cualquier estímulo producido en cualquier parte, el sistema reacciona como un *todo* y, el cambio o una alteración del *todo* es el efecto provocado por este estímulo. Sin embargo, la T.G.S. trata de ver el conjunto antes que las partes y sus interrelaciones antes que el análisis de cada elemento, por supuesto, sin dejar de reconocer los elementos y las propiedades de cada sistema.

Tal y como señala von Bertalanffy (1968), existen dos fenómenos próximos, relacionados con el comportamiento de sistemas que son: entropía y homeostasis. Para este autor, la entropía (*en griego* cambio interno) es una tendencia que tienen los sistemas al desgaste o desintegración y la define como el grado de desorden en un sistema. En este contexto, un sistema cuando no tiene intercambio de energía y materia, pierde sucesivamente su estructura.

Por el contrario, la homeostasis es una tendencia del sistema a adaptarse. Sin duda, el sistema tiende a alcanzar un equilibrio dinámico entre sus componentes, las interacciones internas entre ellas y las externas que provienen del ambiente.

Sin embargo, en el estudio del sistema, la síntesis constituye una herramienta básica, aunque no existe separadamente del análisis. Para von Bertalanffy (1968) tanto la síntesis como el análisis son procesos complementarios y por tanto, el mismo autor señala que en cualquier estudio de un sistema el procedimiento debe seguir las siguientes etapas: la identificación de las partes que un sistema contiene, la explicación de sus propiedades consideradas por separado y, finalmente, por medio del análisis, la elaboración de una síntesis total.

Aunque la T.G.S. surgió en el campo de la Biología, y sus principios se basan en la Lógica y la Matemática, se han encontrado aplicaciones en varias disciplinas. Entre ellas puede destacar *la Cibernética de Wiener, la Teoría Matemática de la Información de Shannon y Weaver, el Concepto de Homeostasis de Cannon, la Ecología Cultural de Rappaport, la Teoría de los Conjuntos de Mesarovic, la Teoría de la Organización de Katz y Kahn, la Dinámica de Sistemas de Forrester* y, dentro de la propuesta reciente, *la Cibernética de Segundo Orden de Heinz von Forrester*, así como *la Teoría de las Redes de Rapoport, la Teoría de los Juegos de von Neumann y la Sociología Compleja de Niklas Luhmann*, entre otras.

No obstante, von Bertalanffy fue consciente de que su propuesta tenía un carácter interdisciplinario. Por esta razón, el autor señala que su teoría permite estudiar los sistemas no sólo desde el punto de vista analítico o reduccionista, el cual estudia un sistema a través del análisis de sus partes, sino en el contexto del “*Paradigma de Kuhn*”, es decir, en el contexto de un conjunto de prácticas que definen una disciplina científica durante un período de tiempo. En este sentido, todas las ciencias pueden analizar los problemas y tratar de resolverlos aplicando el enfoque sistémico, que se centra en el estudio de las interrelaciones entre las partes. En resumen, en cuanto al paradigma científico, la T.G.S. puede definirse por su perspectiva holística e integradora, donde lo importante son los elementos y las interrelaciones entre ellos. En cuanto a la práctica, la T.G.S. ofrece un ambiente adecuado para la interrelación y comunicación fecunda entre especialistas y especialidades.

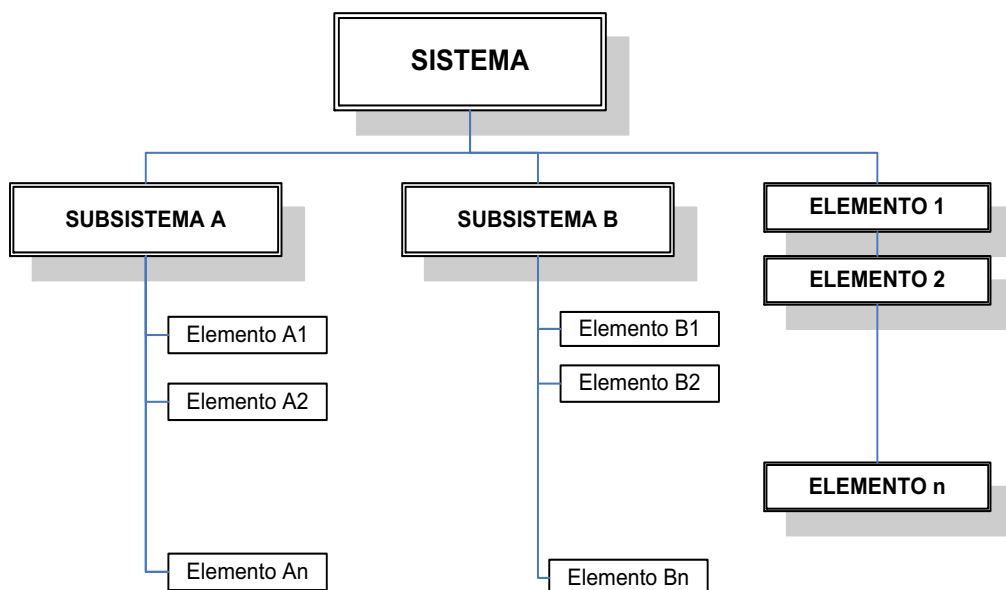
Debido a todas las cuestiones anteriormente mencionadas, la T.G.S. se fundamenta en tres premisas básicas que según señala von Bertalanffy, todos los sistemas comparten. En primer lugar, cada sistema existe dentro de otro más grande.

Asimismo, la comprensión de los sistemas se debe analizar globalmente. Como consecuencia, los sistemas son abiertos y cada uno recibe y entrega algo a los sistemas contiguos. Sin embargo, los sistemas abiertos se caracterizan por un proceso de cambio infinito con su entorno, y cuando el intercambio cesa, el sistema se desintegra porque pierde sus fuentes de energía. Y, por último, las funciones de un sistema dependen de su estructura.

1.1.1.2. Componentes que forman un sistema

Un sistema por definición está compuesto por elementos y subsistemas unidos por medio de varias relaciones e independencias. Los elementos pueden ser tanto conceptos (sistema conceptual, por ejemplo, el lenguaje), objetos (un ordenador) como sujetos (una empresa internacional), o pueden estructurarse de las tres clases antes mencionadas. Von Bertalanffy (1968) señala que los elementos del sistema pueden distinguirse según su número, especies o relaciones. Además, los elementos del sistema pueden a su vez ser sistemas por derecho propio y, en este caso, se llaman subsistemas. La diferencia entre los dos consiste en que los elementos se entienden como los objetos básicos indivisibles, mientras que los subsistemas se perciben como unas unidades de menor rango (véase *Figura n°2*). Por lo tanto, existen grandes sistemas como, por ejemplo, sistemas integrados o totales que comprenden otros sistemas (subsistemas).

Figura n°2. Esquema de la estructura del sistema compuesto por distintos componentes.



Fuente: Elaboración propia.

Considerando que los elementos y subsistemas están unidos entre sí, que interactúan de forma constante y que cada uno de ellos ejerce su influencia sobre los otros, no se debe analizar estos elementos por separado sino conjuntamente. Cada uno de ellos tiene algún efecto sobre el comportamiento de todo sistema, está influido por los demás y por el sistema mismo. Por esta razón, no se trata realmente sólo de una suma de elementos. Para el sistema es más adecuado el principio aristotélico, posteriormente desarrollado por medio del concepto holístico, según el cual todo es más que la simple suma de sus partes.

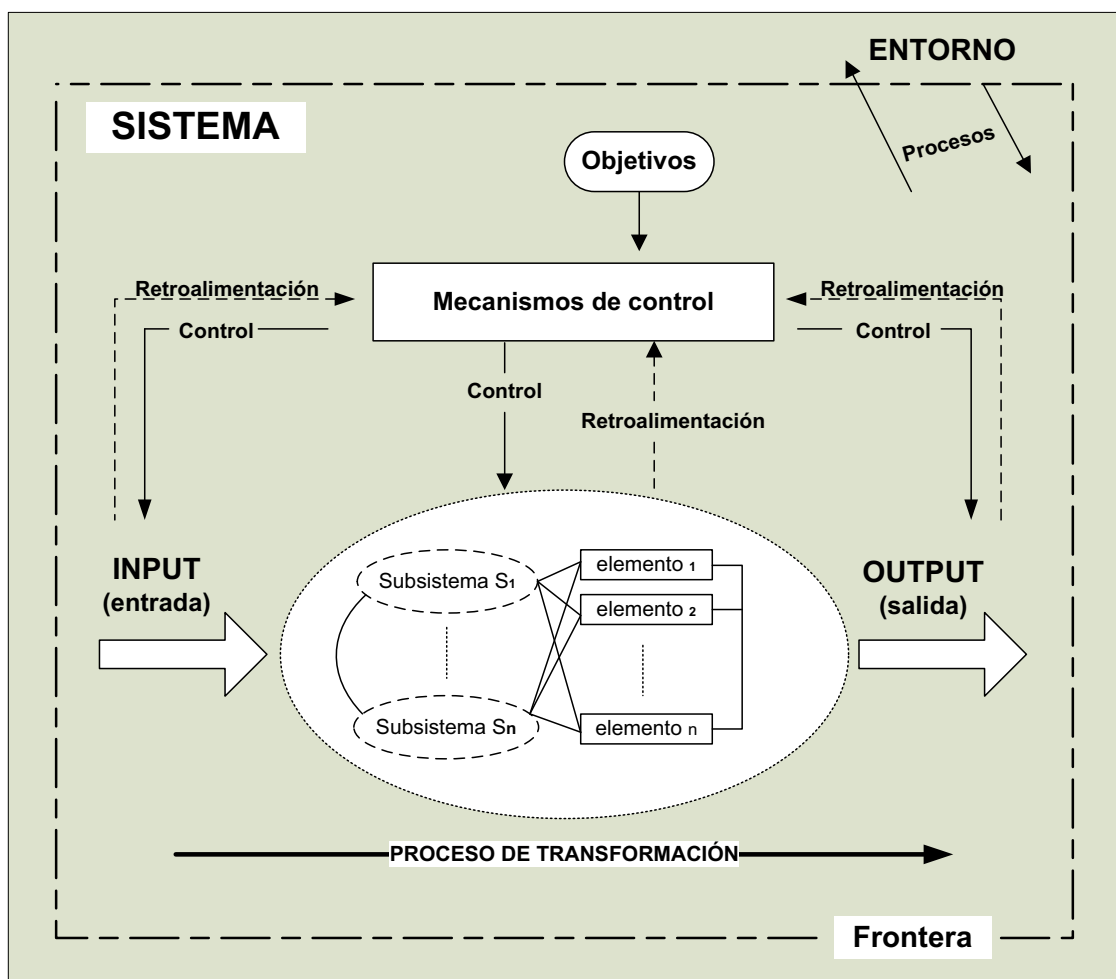
Partiendo de este principio, es importante examinar tanto el funcionamiento interno de los sistemas como sus dependencias y vínculos con el entorno que lo rodea. En el primer caso se estudia las leyes funcionales, es decir, el conjunto de interrelaciones entre las distintas unidades, partes y subsistemas que según Harvey (1983) unen los elementos del sistema, mientras que en el segundo caso, el comportamiento, se describe mediante las ecuaciones que conectan dos corrientes: el flujo de entrada (estímulo, INPUT), con la salida (respuesta, OUTPUT) (Klir & Valach, 1967). En resumidas cuentas, cada sistema se caracteriza por su organización interna, mientras que su funcionamiento se estudia a través de los modelos.

Al respecto, Rodríguez & Arnold (1990) señalan que el concepto de sistema se transforma en un modelo de análisis donde el equilibrio pasa a ser la categoría dominante. Según estos autores, el básico esquema de INPUT–OUTPUT es equivalente al modelo de interpretación causal donde los inputs se identifican con las causas y los outputs con los efectos. Por esta razón, cualquiera que sea la alternativa escogida, los sistemas se definen por una relación dinámica entre los inputs (entradas, estímulos) y los outputs (salidas, respuestas) (Rodríguez & Arnold, 1990). La Figura n°3 presenta tal modelo de sistema. En el esquema del sistema, la corriente de entrada es procesada por el mismo sistema. En efecto, el sistema devuelve al entorno una parte de esta corriente, mientras que la otra parte la conserva para combatir la entropía, es decir, mantener un estado vital dinámico. Cabe destacar que en este modelo el sistema mismo es responsable de gestionar todos los flujos que provienen de su entorno.

Una característica importante de los sistemas es que éstos no existen de forma aislada, sino forman parte de un ambiente que contiene otros sistemas. Los sistemas tienen límites o fronteras, que los separan del ambiente y de otros sistemas. El ambiente llamado también “*el entorno*” es el medio que rodea externamente al sistema. Esos límites pueden ser físicos o conceptuales. Generalmente, el sistema y el entorno se encuentran interrelacionados e interdependientes. El entorno, por una parte, es un

recurso para el sistema; sirve como una fuente de energía, materia e información. Por otra parte, el entorno puede transformarse en una amenaza para su supervivencia. Sin embargo, los sistemas tienen un mecanismo de control o retroalimentación, el cual gestiona el proceso de transformación para que el sistema cumpla con sus objetivos, cada una de las dos posibilidades antes mencionadas depende del tipo de información y grado de influencia o presión que ejerce sobre el sistema.

Figura n°3. Modelo general de un sistema abierto, en que las entradas (INPUTS) se identifican con la fuerza del arranque del sistema. Esta corriente de entrada tiene por objetivo abastecer al sistema de lo necesario para que el sistema pueda cumplir su misión. Por lo cual, provee al sistema la materia y la energía. Las salidas (OUTPUTS) son los resultados del sistema para los cuales se reúnen los elementos. Los resultados deben ser coherentes con el objetivo principal de sistema. En esta forma esquemática de un sistema aparecen dos mecanismos importantes por explicar que son: el procesamiento (throughput, control y retroalimentación (feedback)). El procesamiento es el mecanismo de conversión en el que la entrada se cambia a salida. Dicho de otro modo, es el fenómeno que produce cambios. El control consiste en verificar los resultados alcanzados, determinar las desviaciones y adoptar las medidas necesarias para regular en funcionamiento del sistema, también asegurar el cumplimiento de objetivos. En lo que concierne a la retroalimentación, es una función de retorno del sistema que tiende a comparar la salida con un criterio previamente establecido. Su objetivo principal es controlar el estado de sistema.



Fuente: Elaboración propia.

Debido a que muchos fenómenos de la Naturaleza están influenciados entre sí mismos, la única manera de conocerlos es analizando las relaciones en las que se interrelacionan y los ambientes en los que están ubicados. Neef (1967) señala que en los estudios ambientales de cada fragmento del medio ambiente concebido como un sistema debe ser estudiado, ante todo, por medio del análisis de su entorno desde donde vienen varias influencias, según el autor.

Finalmente, para completar la descripción de la estructura y funcionamiento de los sistemas, cabe destacar que los sistemas se caracterizan por dos tipos de propiedades básicas: aditivas y constitutivas (Bertalanffy, 1968).

Las propiedades aditivas conciernen particularmente a los elementos que forman el sistema y sirven para describir la clase o especie, el número o cantidad de los mismos. De tal modo, se caracteriza el sistema por la diversidad o por la cantidad de los componentes.

En cambio, las propiedades constitutivas de un conjunto de elementos dependen de las relaciones que se establecen dentro de este conjunto debido a las interacciones de los elementos. Estas propiedades existen sólo en el contexto del conjunto y no fuera de él.

1.1.1.3. Tipología de sistemas

A lo largo del desarrollo de la T.G.S., dada la diversidad de sistemas existentes se ha establecido una amplia variedad de tipologías con el fin de clasificar los sistemas teniendo en consideración aspectos tales como su naturaleza, función, propiedades, jerarquía, configuración, complejidad, modo de constitución o ámbito entre otros. Por consiguiente, para poder caracterizar un sistema natural concebido como objeto de estudio según los diferentes aspectos, conviene mencionar tales clasificaciones.

Por simplicidad y claridad de los diferentes tratamientos del sistema, a continuación, se presentan las tipologías más relevantes (Bertalanffy, 1968; Ackoff & Emery, 1972; Fraçkiewicz, 1980; Boulding, 1985; Gigch van, 1974, 1991; Holland, 1995; Richling, 1996; Chiavenato, 1999; García, 1995) con el fin de facilitar el análisis del espacio de interés natural concebido como un sistema natural.

Según la simplicidad o complejidad de las partes o elementos que lo componen se distingue los sistemas **simples** y **complejos**. De tal forma, la estructura refleja las relaciones que mantienen los elementos del conjunto y como depende de la cantidad y calidad de interrelaciones entre las partes del sistema se la caracterizan según esta distinción. Cabe destacar que los sistemas complejos suelen organizarse en subsistemas que pueden estar integrados por otros subsistemas y elementos básicos denominados sistemas simples.

En referencia al funcionamiento, Beer (1959) clasifica los sistemas como **probabilísticos** y **determinísticos**. En el primer caso se puede prever de forma probabilística cómo se desarrolla el sistema en determinadas circunstancias. Se tiene que tener en consideración que la previsión presenta una cierta incertidumbre sobre su futuro. Los sistemas que se caracterizan por tener un comportamiento imprevisible son por ejemplo, el clima o el sistema económico mundial. Por el contrario, los elementos de sistema determinístico interactúan de forma previsible, por lo cual se puede prever su estado siguiente, p. ej. el sistema solar, una palanca, un sistema operativo.

En cuanto al grado de dependencia existen sistemas **dependientes**, **independientes** e **interdependientes**. Los sistemas dependientes son aquellos cuyo funcionamiento depende totalmente de otros sistemas y de su medio ambiente. Por ejemplo, el cuerpo humano, que necesita de las piernas para caminar o el oxígeno para respirar, es un sistema dependiente. En cambio, los sistemas independientes están gobernados por ellos mismos y pueden modificarse. Eso supone que tienen un grado de evolución. Un ejemplo de estos sistemas es el aire. Para acabar, los sistemas interdependientes son aquellos que se caracterizan por depender unos de otros; éste es el caso de los sistemas sociales, aunque en ocasiones domina uno sobre otro.

De acuerdo al modo de constitución, naturaleza o material, los sistemas se dividen en compuestos por cosas reales e irreales. Ackoff & Emery (1972) denominan estos sistemas como **concretos (reales)** y **abstractos (conceptuales)**. Los sistemas concretos son tangibles y están compuestos por objetos reales, tales como un tipo de suelo, una roca, un televisor, una guitarra o un equipo de sonido, una clase de idiomas en la escuela; mientras que los sistemas abstractos están formados por conceptos, planes, hipótesis e ideas. Como ejemplos podemos mencionar un sistema gramatical, un programa de educación, un sistema filosófico o numérico. En cuanto, los primeros presumen de una existencia independiente a la del observador, los segundos representan construcciones simbólicas. A base de las definiciones de sistemas concretos y

abstractos, Miller (1965) desarrolló su propia clasificación y así consideró los primeros, los sistemas **vivientes** y los segundos, **no vivientes**.

Por su capacidad de respuesta, los sistemas se clasifican como **pasivos**, **activos** o **reactivos**. Los sistemas pasivos son aquellos que por sí solos no pueden responder al estímulo de otros sistemas; necesitan de un sistema activo para funcionar. Sistemas abstractos como el lenguaje, matemática, o culturas de distintas civilizaciones son algunos ejemplos de los sistemas pasivos; puesto que por sí solos son cerrados, es decir necesitan del ser humano (activo) para poder funcionar.

Los sistemas activos son aquellos que responden por sí solos frente a otros sistemas. Un sistema numérico sólo tiene función cuando se relaciona con un sistema activo como el ser humano. En este caso sería él, en que estimularía el sistema para su funcionamiento posterior.

Los sistemas reactivos son aquellos que funcionan en respuesta al estímulo de otro, es decir, necesitan de otros sistemas para responder o funcionar.

Según su estado existen sistemas **estables** y **no estables**. En el caso de los sistemas estables sus propiedades y operaciones no varían o lo hacen solo en ciclos repetitivos, mientras que los sistemas no estables no siempre son constantes y su estado cambia o se ajusta al tiempo y a los recursos.

Los sistemas, en cuanto a su **origen** se clasifican en **naturales** y **artificiales**. Los sistemas naturales son los que existen en el ambiente, por ejemplo, un río, una montaña, un árbol o un animal, etc. Asimismo, dentro de los sistemas naturales se puede distinguir los **físicos (inorgánicos)** y los **vivos (orgánicos)** (Boulding 1985; Gigch van, 1974, 1991). Los sistemas artificiales son los creados por el hombre, por ejemplo, un ordenador, un avión, un edificio, un sistema monetario o educativo.

Otro criterio que se aplica a la clasificación de sistemas es la posibilidad de adaptación a distintas condiciones. Según señala Holland (1995), existen sistemas **adaptativos** y **no adaptativos**. Los sistemas adaptativos conforman su conducta con el ambiente y así pueden mejorar su funcionamiento, logro e incluso pueden prolongar su supervivencia. A diferencia de los primeros, los sistemas no adaptativos tienen muchos problemas con su integración en el ambiente. Esta falta de acomodamiento puede ocasionar que el sistema sea eliminado, se transforme significativamente o fracase.

De acuerdo con el periodo de pertenencia existen sistemas **temporales** y **permanentes**. Los primeros funcionan un cierto periodo de tiempo y posteriormente desaparecen mientras que los segundos duran mucho más que las operaciones que el ser humano realiza en ellos. En este caso, el factor tiempo es constante.

Generalmente, el factor temporal constituye un factor de mucha importancia en el concepto de sistema. Debido al cambio a lo largo del tiempo los sistemas se clasifican como **estáticos**, **dinámicos** u **homeostáticos**. Los sistemas estáticos son aquellos sistemas que permanecen en un mismo estado, es decir, necesitan el movimiento de un sistema dinámico que estimule su funcionamiento, convirtiéndolo en un sistema reactivo. Un vaso de plástico, un cuchillo, una piedra constituyen unos ejemplos de estos sistemas. En cambio, los sistemas dinámicos son aquellos sistemas que poseen movilidad interna propia. A raíz de las doctrinas aristotélicas se puede llegar a la conclusión de que todo sistema es dinámico hasta cierto punto. Este dinamismo interno produce en el propio sistema un efecto de caos conocido como entropía (tendencia de un sistema a agotarse a medida que utiliza la energía de los sistemas o de los insumos; definida en el apartado *Aplicación de la Teoría General de Sistemas (T.G.S.) en los estudios de sistemas naturales* como desorden generalizado en un sistema). En general, el sistema dinámico consta de dos partes: el estado y la dinámica. La primera, da la información esencial sobre el sistema y la segunda describe cómo evoluciona su estado a lo largo del tiempo. Entre los sistemas dinámicos se menciona el medio ambiente, un ser vivo, un río, un ecosistema, etc. En cambio, el sistema homeostático, es aquel que siempre está en equilibrio, actúa solo, se corrige y regula por sí mismo; es como el caso de un termostato del calentador del agua, el cual se enciende solo cuando hace falta calor y se apaga automáticamente cuando la temperatura es la apropiada.

Una clasificación similar, pero no exactamente idéntica, es la que proponen Chorely & Kennedy (1971). Estos autores indican que mediante el factor temporal y los componentes estudiados, los sistemas se distinguen como **estáticos**, **de proceso** y **de respuesta de proceso**.

Cuando los procesos mantienen una cierta relación con los componentes del sistema y, sin interrupción, se mantienen en un estado permanente, tales sistemas se denominan como *estáticos*. En muchos casos, el funcionamiento de los sistemas depende del factor temporal; es cuando el sistema empieza a evolucionar y si se caracteriza por tener una fuerza propia que estimule el funcionamiento del todo, este sistema se llama *de proceso*.

El sistema denominado como de respuesta de proceso trata de unir los dos tipos anteriores. De tal modo, mantiene un estado firme y, a su vez, representa los cambios de una evolución temporal. Los efectos de tal evolución son visibles en la evolución de los elementos o relaciones y, de todo el sistema total.

Fraçkiewicz (1980) y Richling (1992) utilizan la misma clasificación de sistema pero la aplican bajo otros nombres: estáticos, cinéticos y dinámicos.

No se puede analizar un sistema sin tener en cuenta las relaciones que existen entre el sistema y su entorno. En este contexto, a continuación se presenta dos tipos de sistema diferenciados por el grado de interacción con el medio que los rodea. Se trata de los sistemas **abiertos y cerrados** (Bertalanffy, 1968; Parsegian, 1973; Richling & Solon, 1996; Forman & Godron, 1996; Rubio, 1996). El comportamiento de ambos depende del nivel de influencia que reciben de su entorno y, también depende de los sistemas mismos.

Los sistemas abiertos son sistemas reales, biológicos y sociales que a través de entradas y salidas mantienen un intercambio de materia, energía e información con el ambiente. Cada sistema abierto recibe la energía de su entorno y la emite hacia fuera. Sobre esta base Parsegian (1973) señala que tales sistemas tienden hacia una evolución permanente y un orden en su estructura. Son constantemente adaptativos al medio, lo que significa que para sobrevivir deben continuamente reajustarse a las condiciones del ambiente en que se ubican. Por ejemplo, un árbol recibe materia y energía a partir del aire y del suelo, pero paralelamente, entrega al ambiente el oxígeno y otros elementos tales como frutos, madera, sombra, belleza, entre otros. Los sistemas abiertos no pueden vivir aislados.

Sin embargo, los sistemas cerrados teóricamente pueden ser caracterizados como *“auto-suficientes”*, puesto que son herméticos a cualquier influencia y no intercambian materia ni energía con el ambiente. Dentro del sistema cerrado, los procesos interiores utilizan la energía, pero se tiene que tomar en consideración que las reservas de su energía son limitadas. En consecuencia, estos sistemas no se encuentran en ningún estado de transmisión ni tampoco influyen en nada.

En realidad, cada sistema abierto, en cuanto a que no intercambia materia y energía con el ambiente o con otros sistemas, tiende constantemente a ser cerrado. En este contexto, es posible decir que todos los sistemas por su naturaleza presentan una tendencia hacia la entropía, hacia un desorden total y así tiende a su estado más

probable, es decir, a su estado original. Por ejemplo, si los senderos de un bosque ubicado en un área natural protegida no reciben mantenimiento permanente y, se los deja en desuso, en poco tiempo, progresivamente, empezarán a entrar en entropía. Ésta será visible por medio de las plantas que principalmente aparecerán creciendo en los bordes y luego, sucesivamente, en el mismo camino. A continuación, se observará la presencia de arbustos y, finalmente, los árboles cubrirán el terreno y los senderos desaparecerán.

1.1.2. Aplicación de la Teoría General de Sistemas (T.G.S.) en los estudios de sistemas naturales

Una propiedad importante del concepto de sistema que resulta útil en cuanto a los estudios ambientales es su convencionalismo. Dado que cada sistema natural se caracteriza por sus elementos que están en interacción entre sí, Armand (1980) ha propuesto dar la vuelta al problema y utilizar el concepto de sistema como una herramienta básica para el conocimiento del medio ambiente. En sus estudios Checkland & Scholes (1990) plantean también este mismo problema, y utilizan el concepto de sistema natural en el sentido tanto abstracto como territorial.

Cuando a la Naturaleza se le aplica la definición de sistema propuesta por von Bertalanffy (1968), se hace visible que ésta no es sólo el decorado de la vida humana, sino un gran sistema. Por tanto, se le tiene que considerar como *un conjunto compuesto de partes unidas entre sí por alguna forma de interacción* y, también, se tiene que tener presente que *estas partes siempre actúan conjuntamente* (Bertalanffy, 1968). Ahora bien, si además al estudio se le aplica el concepto holístico según el cual el objeto de estudio es un *todo*, en efecto, un sistema natural se considera como una entidad independiente y un *todo* coherente. Bajo estas consideraciones, se debe analizar el sistema natural, más bien, como una totalidad.

Desde tal perspectiva, la Naturaleza y su funcionamiento se pueden explicar dando como ejemplo un organismo vivo que consta de un número de órganos y miembros, y en el cual cada célula posee sus funciones propias. Cuando todos los elementos funcionan de modo coordinado, y existe movimiento continuo de materia y energía, el organismo es eficaz.

Dentro de la T.G.S., se plantea que los sistemas se organizan según su nivel de jerarquía. Esta característica es muy importante en los estudios ambientales.

Principalmente, introducido por Eglar en la década de los 40 del siglo XX y, posteriormente desarrollado por Naveh (1984), *el concepto de jerarquía en la Naturaleza* trata de establecer un orden de los elementos según su valor. De tal forma, los autores antes mencionados conciben el Universo como un enorme sistema jerárquico compuesto por moléculas, átomos, células, organismos y otro tipo de organismos, y así sucesivamente.

Según señalan Allen & Starr (1982), en cuanto se conoce un sistema jerárquico, se puede analizar su grado de complejidad. La complejidad constituye otra característica en el estudio de la Naturaleza, y para Richling (1992) es la más importante.

Un sistema complejo constituye una agrupación de elementos que suelen organizarse en estructuras y, que en condiciones naturales está sujeto al proceso de cambio. Los sistemas complejos son determinados y aleatorios a la vez. Su nivel de complejidad no depende sólo de su estructura, sino también de su entorno y de las interacciones que mantienen con él. Cuanto más complejo es un sistema, más numerosas son las alteraciones, fluctuaciones y perturbaciones, en fin, todo lo que amenaza su estabilidad.

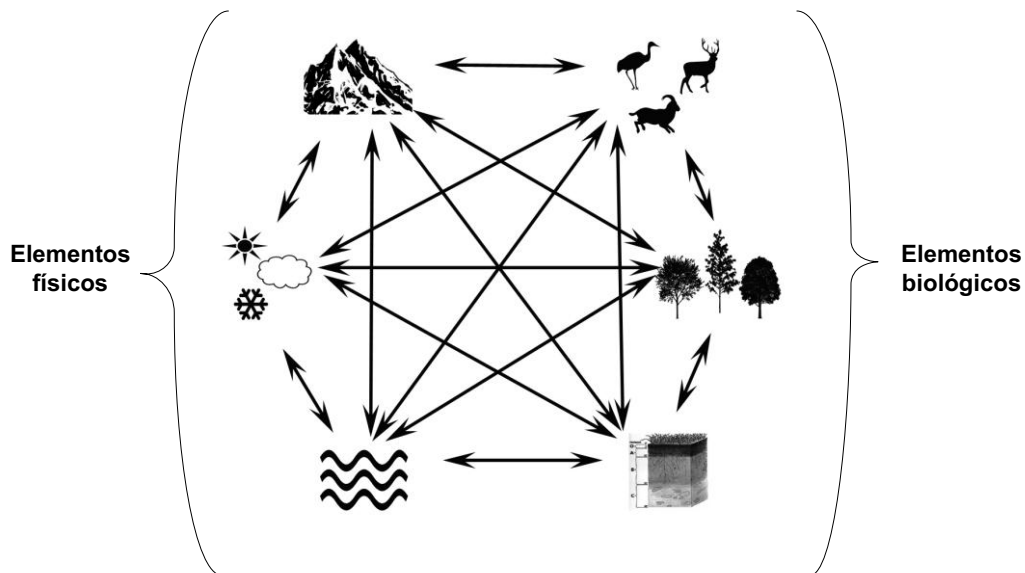
La noción de la complejidad de un sistema está aceptada de tal manera: el sistema es complejo si existe en él más de $n - 1$ acoplamientos entre los elementos n ; cuanto aparecen acoplamientos de $n (n - 1)$, se le denomina como un sistema muy complejo. Por lo tanto, la complejidad depende de la diversidad de los elementos, las conexiones entre ellos y, como señala Morláns (2005), depende también de la jerarquía. No obstante, todos los sistemas naturales se suelen caracterizar con un alto nivel de complejidad.

Independientemente de que los componentes del sistema natural están sometidos a distintas leyes y tienen diferentes niveles jerárquicos, cada uno de ellos está sujeto al comportamiento de los demás, lo que significa que interaccionan conjuntamente. En este contexto, la complejidad está relacionada con otra propiedad, es decir, con la unidad.

Debido a la necesidad de conocer el funcionamiento de sistemas en circunstancias naturales o alteradas, éstos se estudian a través de la aplicación de los modelos. Dichos modelos permiten generar la idea de la estructura y comportamiento de los elementos; también acerca de la función que cumple el mismo sistema. La Figura n°4 presenta el modelo más simple del sistema natural propuesto por Preobrazhensky (1966), en el que todos los componentes que lo forman son naturales o de tipo natural,

están unidos y en constante interacción. Es importante admitir que el modelo de Preobrazhensky es un modelo de estructura general, cuya característica principal es describir la agrupación de elementos abióticos, bióticos y sus atributos (Vink, 1983). Con estos modelos se relacionan diversos factores tales como el factor espacial estudiado por medio de la localización territorial y el tamaño del sistema que va directamente relacionado con la escala de estudio y el factor temporal. En referencia a lo expuesto, es necesario añadir que los modelos generales son aplicados a una misma escala y mantienen un idéntico patrón de organización espacial para todos los elementos e interacciones del geosistema (Rubio, 1996).

Figura n°4. Modelo básico de sistema natural. Los componentes naturales: físicos (rocas, clima, agua) y biológicos (suelo, fauna, flora) se encuentran en varias interrelaciones lo que provoca que el sistema depende de la estructura, funcionamiento y del estado de sus componentes.



Fuente: Elaboración propia tomando como base a los estudios de Preobrazhensky (1966).

Partiendo de esta base conceptual, para establecer un modelo se tiene que hacer en primer lugar, una identificación detallada de los elementos y procesos involucrados en el sistema, posteriormente determinar las escalas temporal y espacial más adecuadas y, finalmente, puesto que ningún sistema natural es cerrado, es necesario determinar qué flujos de materia, energía o información se producen entre el sistema y su entorno.

El funcionamiento de todos los sistemas naturales es parecido: de forma general, tienden a alcanzar un estado de máxima estabilidad. Y, para ilustrar este concepto se presentan cuatro etapas fundamentales en el desarrollo de cada sistema natural.

En primer lugar, el sistema necesita una fuente de energía que mantenga la vida, suministra el oxígeno, moviliza el agua, los minerales y otros componentes físicos. En segundo lugar, debe obtener la más absoluta permanencia y así regular los gastos de energía (gasto mínimo). Posteriormente, el sistema tiende a clasificar su valor óptimo. Y, cuando un sistema está en un estado equilibrado, el valor óptimo depende de tres atributos: identidad propia del sistema, expresión y fase potencial máximos.

Por lo general, los sistemas naturales, según Rubio (1996), se caracterizan por una tendencia a adaptarse a las condiciones externas con el fin de alcanzar un equilibrio interno. Este mismo autor, denomina tal característica como "*homeostasis*".

No obstante, el estado estable es según Richling (1992) el estado más natural del sistema y para mantenerlo frente a los cambios externos, el sistema natural gestiona su funcionamiento, constantemente lo adapta y regula. Además, en algunos casos, para lograr el equilibrio interno los sistemas tienden a compensar el cambio eliminándolo.

Sin duda alguna, cualquier cambio tanto natural como antrópico que afecta al sistema, causa la pérdida de su estado de equilibrio. En este caso, el sistema entra en un estado denominado caótico o desequilibrado. Así como el tiempo avanza, los elementos van adaptando al cambio con el fin de entrar en un nuevo estado estable. En este sentido, el sistema natural alcanzará un nuevo equilibrio que obviamente será diferente del anterior.

Cabe notar que gran parte de los sistemas naturales son muy inestables y por medio de una pequeña influencia externa pierden su equilibrio. Por consiguiente, pueden evolucionar de manera inesperada o caótica. Como ejemplo de sistema natural que reacciona de forma caótica se puede citar los movimientos atmosféricos y, entre ellos la creación de un anticiclón o una tormenta, la polinización en general y en particular la trayectoria del movimiento de un grano de polen a la superficie receptiva donde encuentra su área de destino, el comportamiento de los seres humanos, etc..

Finalmente, después de la tercera fase de homeostasis, el sistema natural entra en la fase final en que tiende a aumentar la entropía. En este caso, la entropía se define como la tendencia que los sistemas tienen al desgaste, al volverse desordenados o desorganizados. Se le puede interpretar como una medida de la distribución aleatoria de un sistema. En este contexto, los flujos de energía y materia no son controlados por el sistema original, lo que significa que la Naturaleza empieza a crear otro sistema. De tal manera, el intercambio de materia y energía se organiza de nuevo. No obstante,

la entropía se produce como la consecuencia de los procesos internos del sistema y, en efecto, introduce el factor tiempo. A medida que la entropía aumenta, los sistemas se descomponen en estados más simples y a medida que aumenta la información (base de la configuración), disminuye la entropía. Se tiene que tener en consideración que todos los sistemas están sujetos a la segunda ley de la termodinámica según la cual la entropía correlaciona con la disminución de orden y energía del sistema. En los sistemas cerrados la entropía aumenta progresivamente hasta llegar al estado de equilibrio termodinámico. En cambio, los sistemas abiertos compensan esa producción de entropía interna incorporando materia energía o información del ambiente, es decir, entran en la entropía negativa.

En los estudios ambientales, el sistema natural se analiza desde dos perspectivas distintas: naturalista y territorial. Mientras que en el primer caso, el sistema se estudia mediante los fenómenos tales como relieve, clima, hidrografía, suelo, vegetación, entre otros (como ejemplo se puede proponer el anteriormente mencionado modelo general de sistema natural propuesto por Preobrazhensky (1966)), en el segundo caso, el sistema natural está vinculado a un territorio, con una morfología y funciones establecidas. Según las tendencias naturalistas se clasifican los sistemas naturales en referencia a su estructura y su funcionamiento o a la dinámica de los procesos.

Como en cualquier modelo de sistema, el sistema natural está también sujeto a un movimiento continuo de materia, energía e información. Por lo tanto, los diferentes elementos químicos pasan del suelo al agua, y del agua al aire o a los organismos y así, constantemente, circulan por todo el sistema hasta que cerrando el ciclo de nuevo vuelven al suelo, agua o aire de origen. Tal intercambio de flujos de energía y materia clasifica un sistema natural como sistema abierto (Jehová de Andrades, 1999). En este contexto, los elementos del sistema no se presentan aislados, sino mantienen múltiples interrelaciones entre sí.

Es importante admitir que el enfoque naturalista se caracteriza por la presencia o ausencia del ser humano como elemento del sistema natural. Aunque todavía sea posible encontrar en determinadas escalas los sistemas de tipo "*stricte*" natural (sin rasgos visibles de actividad humana), el notable desarrollo antrópico ha incorporado al ser humano dentro del concepto de sistema y, actualmente el hombre existe como un elemento inseparable del análisis sistémico. De este modo, el hombre forma parte del subsistema biótico o ecosistema en cuanto realiza funciones iguales a otros seres vivos (comer, respirar, etc.), pero cuando actúa como un agente modificador y transformando

el medio ambiente influye en el desarrollo del sistema, pertenece a un tercer subsistema llamado socioeconómico.

En este contexto Richling (1992) propone definir el sistema natural como *un fragmento del medio ambiente relativamente limitado que está formado por elementos naturales y antrópicos que se interrelacionan entre sí*. Ninguno de los componentes del medio ambiente, como señala este autor, está separado respecto a otros lo que significa que cada uno de los elementos del sistema debe ser estudiado con referencia a todo el sistema. De tal forma, al estudio de un territorio aplica tanto la idea de totalidades así como el factor humano. En la Geografía moderna, para describir un fragmento de la Naturaleza que evidentemente constituye también una totalidad compuesta por partes separadas, se utiliza los términos característicos para T.G.S., es decir, **el geosistema** y **el geocomplejo**. En efecto, puesto que los sistemas naturales tanto territoriales como no territoriales, según Armand (1980) se estudian como sistemas, Richling & Solon (1996) plantean que *cada geosistema constituye un geocomplejo donde los componentes y los procesos del geosistema están concebidos como los elementos e interrelaciones del sistema*.

1.1.3. Geosistema como modelo teórico de sistema natural aplicado para estudiar la Naturaleza

La complejidad del concepto de geosistema que se ha puesto de relieve obliga a denotar algunas de sus características debido a que este concepto se aplica actualmente a cualquier estudio del medio ambiente.

El término **geosistema**, considerado como una formación natural, un *modelo teórico de aprehensión del paisaje cuyos elementos fundamentales se enciernen en los subsistemas abióticos, bióticos y en los organizados por el hombre* fue utilizado por primera vez en 1963 por el geógrafo soviético V.B. Sochava y, posteriormente desarrollado por Stoddart (1967) en Inglaterra, Bertrand (1968) en Francia, y por Neef (1967) en Alemania. Para estos autores, el geosistema constituye un modelo teórico de sistema natural (de la misma manera como los biólogos consideran el ecosistema) que implica que los elementos del medio ambiente aparecen integrados. Los autores antes mencionados, por medio de sus estudios buscan soluciones para resolver problemas actuales, entre los cuales destacan los de la ordenación del territorio, del desarrollo sostenible, de la constante y modificadora influencia humana, y también del medio ambiente desde la perspectiva de la Geografía Física. Por otra parte, según las

necesidades adaptan el modelo de geosistema a la realidad geográfica simultáneamente proponen el modelo más cualitativo y subrayan la imposibilidad de estudiar el medio ambiente sin el factor.

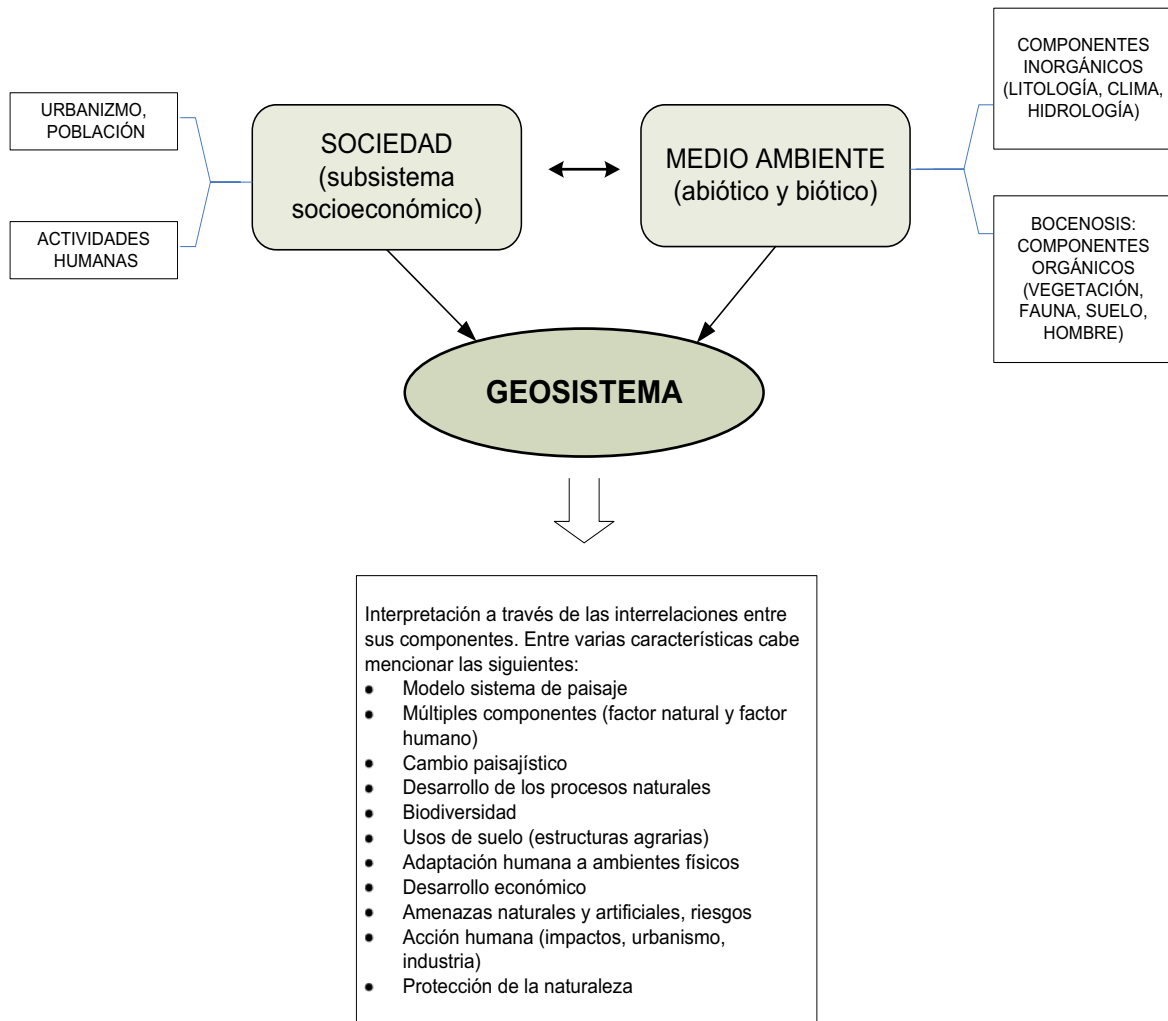
Los geosistemas, estructuralmente hablando, están compuestos por sistemas más simples o de rango inferior denominados subsistemas (Bolòs, 1992). Los subsistemas que Sochava (1978) consideró como elementos básicos del geosistema se clasifican de la siguiente manera: subsistema abiótico (formado por elementos inorgánicos, como la litomasa, aeromasa e hidromasa), bioma o ecosistema (biomasa) y subsistema antrópico. Según este autor, los subsistemas son estructurados verticalmente (estratos vegetales, rocas, aguas subterráneas, capas atmosféricas, etc.) y horizontalmente (edafología, tipos de la vegetación, urbanización).

Alrededor de estas reflexiones surge la necesidad de diferenciar dos términos utilizados de forma alternada: geosistema y ecosistema, ya que estos términos se reservan para dos conceptos diferentes. Indudablemente, el geosistema es el sistema modelo del paisaje como fragmento del medio ambiente, mientras que el ecosistema corresponde al sistema modelo de la parte biótica del geosistema.

Es importante admitir, que cada geosistema se define también mediante la sucesión del estado y, según de Bolòs (1992), cada estado corresponde a una estructura y a un funcionamiento dado. De este modo, de Bolòs hace referencia directa al enfoque naturalista. Sin embargo, el proceso de transformación del geosistema no es ordenado y, obviamente, obedece a determinadas leyes, el geosistema se encuentra en constante relación con los procesos exteriores e interiores.

En suma, la doctrina de los geosistemas que se aplica actualmente en los estudios ambientales consta del análisis sectorial de los sistemas naturales (balance de energía solar y balance hídrico) y, en gran parte del análisis de los subsistemas socioeconómicos (Beroutchachvili & Mathieu, 1977; Beroutchachvili & Bertland, 1978; Rougerie & Beroutchachvili, 1991; Bolòs, 1992). De tal forma, los autores antes mencionados señalan que el concepto de geosistema no puede enfocarse solamente al concepto naturalista, sino que se tiene que desarrollar un estudio mayor, focalizado en la gran influencia antrópica representada por el ser humano y sus actividades. Éste subsistema está interconectado con los dos anteriores (abiótico y biótico) y, en teoría, evoluciona conjuntamente con ellos hacia una dirección determinada. Un ejemplo de tal modelo de geosistema viene representado en Figura nº5.

Figura nº5. Modelo de geosistema formado por dos subsistemas elementares.



Fuente: Elaboración propia.

No obstante, derivado de la T.G.S., del concepto de sistema soviético y de otros métodos de análisis integrado, el concepto de geosistema constituye un modelo apropiado para el estudio de fenómenos (bióticos y sociales), y, por lo general, se utilizan los modelos matemáticos para indicar su funcionamiento. Tales modelos según Bertrand (1968), y como posteriormente señala de Bolòs (1992), incluyen los elementos del paisaje y, como el modelo de geosistema es un modelo muy variable, global, territorial y dinámico, pueden ser aplicables a cualquier paisaje establecido. De este modo también el paisaje se conceptualiza como un sistema. La evolución del concepto en esta línea ha ocasionado actualmente un cambio a un enfoque tridimensional: Geosistemas-Territorio-Paisaje (GTP). El sistema GTP fue presentado por Claude y Georges Bertrand (2002) con el objetivo de aproximar estos tres conceptos integrantes y, de tal manera, analizar el funcionamiento del medio ambiente de forma general. Según estos autores el sistema GTP:

“[...] es un intento, de orden geográfico, para dominar a la vez la globalidad, la diversidad y la interactividad de los sistemas medioambientales. No es un objetivo en sí mismo. Sólo es un instrumento y una etapa. El sistema GTP no sustituye a nada. Su función esencial es relanzar la investigación medioambiental sobre bases multidimensionales, tanto en el tiempo como en el espacio, y tanto en el marco de disciplinas como en el de las formas construidas de interdisciplinariedad. Su primera vocación es favorecer una reflexión epistemológica y conceptual y, en lo posible, desembocar en propuestas metodológicas concretas.” [p.255]

Partiendo de estos principios conceptuales, Claude y Georges Bertland unen el concepto de geosistema naturalista, que considera el medio ambiente como fuente con los conceptos de territorio y paisaje introducidos en el subsistema socioeconómico. Para estos autores, el geosistema describe la *dimensión antrópica de un concepto naturalista*, mientras que el territorio define el espacio geográfico como recurso y permite analizar las influencias del funcionamiento social y económico sobre un espacio, por lo que presenta una *dimensión naturalista de un concepto social*, y, por último, el paisaje hace referencia a la *dimensión cultural en la Naturaleza*. De este modo, se introduce a los estudios ambientales un modelo que permite tanto elaborar un análisis integral del medio ambiente como describir las diferentes relaciones presentes entre la sociedad y el espacio geográfico. A partir de este modelo de análisis integrado, el estudio del medio ambiente se convierte en el estudio de paisaje concebido como una creación humana y natural.

1.1.4. Los espacios naturales considerados como sistemas naturales

En relación al concepto de sistema natural (geosistema), a continuación se presenta de forma abreviada un estudio sobre las características básicas de un fragmento ejemplar del medio ambiente de ámbito medio que presenta características singulares dado su (...) *interés científico, paisajístico y educativo al objeto de garantizar su protección y la de su entorno* (Art.23, Ley 12/1985); denominado Paraje o Espacio de Interés Natural (EIN) y concebido como un sistema natural.

El sistema denominado como un “*sistema de paraje o espacio natural*” integra en su estructura unos elementos y subsistemas que no existen de forma separada, sino que necesitan de su totalidad para lograr un objetivo y, por lo tanto, el sistema funciona de forma eficaz. Asimismo, el sistema requiere de una serie de cualidades que corresponden al conjunto de tareas y son necesarios para llevar a cabo su actividad.

Cuando se analiza un fragmento de la Naturaleza, es preciso conocer, en primer lugar, su estructura y funcionamiento, así como sus relaciones internas y hacia el exterior,

ya que el conocimiento básico sobre este fragmento constituye una base fundamental para su posterior mantenimiento, gestión y protección.

La estructura de un área protegida se divide en distintas clases de componentes (naturales y culturales, particulares o como agrupaciones) y, en lo que respecta al estudio, por un lado se clasifica la estructura física mediante la distinción de las partes en condiciones diferentes (por ejemplo según el tipo de sustrato, formas de relieve, hidrología, condiciones atmosféricas). Posteriormente, se caracteriza el biotopo y la biocenosis en función de los distintos tipos ecológicos de organismos y, finalmente, se aplica al estudio el factor humano. Desde tal perspectiva, los subsistemas de parte física, biótica y socioeconómica que convergen en esta porción de la superficie terrestre pueden ser examinadas por separado.

Por otro lado, la T.G.S. postula que un sistema (fragmento del medio ambiente para este caso) tiene características propias que no están presentes en sus componentes, sino que son resultado de varias interrelaciones entre ellos. Los componentes no sólo están relacionados entre sí, sino que también interaccionan (Richling, 1992). En este contexto, un sistema de paraje o espacio natural como un coherente de integridad es algo más que un conjunto de elementos y la cualidad esencial de este sistema natural está dada por la interdependencia de sus partes.

Un primer análisis a esos sistemas naturales revela que comparten una característica: **la complejidad**. No sólo el elevado número de especies sino la diversidad de paisajes, procesos, relaciones y dependencias incrementan la complejidad del sistema, resultando que el sistema de paraje natural es un sistema complejo. Esta noción de sistema lleva a considerar que el sistema de paraje o espacio natural es **complejo** y como tal tiene distintas cualidades, y el nivel de complejidad mayor que cada una de las partes que lo integran.

Es importante admitir que la complejidad incluye comportamientos no-lineales¹, existencia de diversos estados de equilibrio, divergencia (existencia de varios efectos para una misma causa), relaciones de retroalimentación que hacen que la complejidad

¹ Diferentes fenómenos vinculados con las ciencias tales como Matemática, Física, Química, Biología, etc. se modelan mediante ecuaciones que describen la dinámica de estos fenómenos denominados ecuaciones no-lineales. Un sistema de comportamiento no-lineal representa un sistema cuyo comportamiento no satisface el principio de la superposición. Dicho de otra manera, es un sistema que se puede modelar matemáticamente con ecuaciones cuyas variables dinámicas que describen las propiedades del sistema no se puede expresar como la suma lineal de los comportamientos de componentes independientes. En este sentido el sistema no-lineal es algo más que la suma de las partes; esto es, los elementos del sistema son interdependientes y, al variar uno también varían los demás. Las ecuaciones no-lineales, que se pueden diseñar gráficamente como una curva, son más complejas que las ecuaciones lineales.

del sistema se incrementa y su comportamiento sea difícil de predecir. Los sistemas complejos se caracterizan por ser imprevisibles. En cuanto a esta reflexión, el espacio de interés natural estudiado como un sistema incluye la existencia de algunos **comportamientos imprevisibles**.

Cuando se observa la composición de un sistema natural se tiene la impresión de que todo está rigurosamente organizado. Sin embargo, son fácilmente reconocibles los principales elementos del sistema tales como montañas, colinas, llanuras, ríos, lagos, bosques, prados, campos, pueblos, caminos y al mismo tiempo el observador percibe tal sistema como un todo organizado y estructurado. Por supuesto, esta primera impresión depende de la percepción subjetiva del observador y, a pesar de que gran parte de esa percepción se escapa de la propia percepción humana, no difiere mucho de la realidad científica.

Considerando que el sistema de paisaje o espacio natural constituye una unidad compleja, se debe iniciar la observación con la determinación de los elementos geográficos y los subsistemas ecológicos. De tal forma, se identifican y caracterizan las unidades de relieve, clima y biomasa. Asimismo, se hace referencia a un conjunto de los elementos compuestos por formas geomorfológicas, fluviales, eólicas, glaciales, plantas u organismos, entre otras.

Sin duda alguna, la organización de un sistema natural relaciona estos elementos y subsistemas, y conforme a su valor y el orden que le establece su interdependencia, los sitúa dentro de un gran **sistema jerárquico**. Respecto a los sistemas naturales, los niveles jerárquicos (niveles de organización) se establecen en relación a la composición, la diversidad, la estructura y la función de los elementos de los sistemas naturales. Cada nivel de la jerarquía, debido a las escalas espaciales y temporales establecidas, tiene subniveles o subsistemas que lo componen. También se deben integrar los conocimientos necesarios para explicar la estructura y el funcionamiento de los subsistemas componentes. En este contexto, los componentes del subsistema jerárquico $n-1$ aportan la base para el subsistema del nivel n y, del mismo modo, los subsistemas de nivel n forman la base del subsistema $n+1$ y así sucesivamente. Por consiguiente, hay que reconocer que el Espacio de Interés Natural (EIN) que es el objeto de estudio corresponde a un sistema que reside dentro de otros sistemas de mayor rango y para que su funcionamiento sea equilibrado, necesita reciprocidad entre éstos. Tal clasificación tiene gran valor especialmente en lo que concierne a los procesos naturales imprescindibles para el funcionamiento de la Naturaleza que abarca el EIN. Por otro lado, el reconocimiento de la existencia de distintos niveles jerárquicos es importante

a la hora de tomar decisiones sobre el uso de recursos naturales, por ejemplo la gestión de una especie en peligro de extinción.

Un sistema es ante todo una entidad independiente y esta propiedad es importante a la hora de comprender cualquier fenómeno de la Naturaleza. Un sistema natural, en primer lugar es un todo específico en la Naturaleza y en segundo lugar forma parte de otros sistemas.

El siguiente aspecto a considerar se refiere al funcionamiento del sistema natural. El sistema de paraje o espacio natural es un sistema **abierto** que mantiene un intercambio de flujos con el ambiente mediante la incorporación de energía, materia e información. Las redes de estos flujos energéticos y de los materiales constituyen su base de la autorregulación. Por consiguiente, es capaz de regular estos flujos y descargas controlándose a sí mismo contra las perturbaciones externas (de origen natural o antropogénico) y, en el caso necesario, retornar a niveles funcionales de los que ha sido desplazado. De tal modo, conforma un estado más o menos constante de entropía y mantiene el equilibrio dinámico y estable (homeostasis). Sin embargo, es posible mencionar numerosos ejemplos de las perturbaciones o impactos ambientales de carácter natural o antrópico que puedan afectar al funcionamiento del sistema de espacio natural, modificar en mayor o menor medida sus condiciones naturales y constituir grandes amenazas. Los ejemplos emblemáticos serían un incendio, la contaminación del agua, la deforestación no controlada, la construcción de caminos, la instalación de redes de alta presión, la extensión de la red de transporte, el rápido y fuerte desarrollo turístico, las actividades agropecuarias, la ganadería, los centros urbanos alrededor y dentro del parque o a escala global el cambio climático, constituyen algunas de las varias amenazas que se pueden considerar. Enfocando el estudio desde una escala más grande, el primer impacto considerable que se ejerce sobre la Naturaleza del EIN (en especial sobre sus dos componentes bióticos: vegetación y suelo) corresponde a la cobertura vegetal. El deterioro de la cobertura vegetal o su desaparición tiene muchos efectos secundarios. Como consecuencia disminuye notablemente la resistencia de la Naturaleza del EIN ante las alteraciones e impactos, cuyo efecto se hace visible en la pérdida de la biodiversidad. Por consiguiente, el sistema natural se hace más frágil y susceptible a los deterioros siguientes. Por esta razón, en el caso de las áreas protegidas se toman medidas conservacionistas adecuadas debido a la gran vulnerabilidad de los elementos y paisajes que la protegen.

Partiendo de la base de que el espacio natural, como cada sistema abierto, entra en constante relación funcional con su entorno, es decir, con otros sistemas e influye

sobre ellos, aparece la siguiente propiedad: el sistema de paraje o espacio natural es un **sistema dinámico**. En muchos casos, los sistemas dinámicos sirven como modelos para entender la evolución de los procesos naturales debido al cambio o evolución de su estado a lo largo del tiempo. El papel importante, en este caso, lo tienen las corrientes de entradas y salidas, mediante las cuales se establece una relación directa entre el sistema y su ambiente. Por otro lado, se tiene que tener en consideración que la propia inestabilidad de los entornos provoca la constante necesidad de controlar y adaptar el sistema a los cambios. Bajo estos motivos en el estudio de un sistema natural es importante comprender los procesos que dirigen el funcionamiento del sistema, mediante los cuales se puede prever la evolución del mismo; y también al examinar un sistema natural (por ejemplo un ecosistema, un parque nacional, natural, un espacio de interés natural, una reserva natural o cualquier otro tipo de fragmento del medio ambiente) se le puede aplicar descripciones más complejas. Por otra parte, las descripciones más complejas dependen del funcionamiento del sistema natural que está sujeto a una cadena causal (causa-efecto).

La figura del EIN concebida como un sistema natural presenta en esta etapa de este estudio de investigación la siguiente organización: es un sistema complejo, dinámico, abierto, jerárquicamente organizado que funciona a través de los flujos materiales y energéticos, y abarca comportamientos imprevisibles. Éstas son las características fundamentales de un sistema natural, aunque al examinar su estructura, dinámica y funcionamiento es preciso mencionar un conjunto de las propiedades adicionales.

El área protegida examinada como un sistema es un sistema **real** compuesto de elementos reales desde los más naturales (los componentes bióticos, abióticos o paisajes) hasta los artificiales creados por hombre (múltiples frutos de la actividad antrópica: construcciones, redes de transporte, centros urbanos, etc.). Asimismo, los componentes reales presentan dos características: medioambientales (tal es el caso del subsistema natural, como podría ser un lago, un prado, un bosque considerado como un sistema ecológico), y socioeconómicos (en su génesis interviene la mano del hombre).

Los sistemas de parajes o espacios naturales son sistemas **vivos** cuyos elementos se acoplan por relaciones mutuas, no-lineales. Representados por individuos o grupos de organismos, plantas, seres humanos entre otros, constituyen una organización especial y formada por materia. Son tangibles y reales. Los paisajes de estas áreas protegidas, puesto que son sistemas vivos, pueden caracterizarse por tres

rasgos principales: patrón, estructura y procesos. El patrón simboliza el orden general de las interrelaciones entre los componentes del sistema natural. La estructura, al contrario, describe la condición del paisaje del sistema natural y se refiere al patrón general en un paisaje específico. Los procesos expresan los mecanismos a través de los cuales un sistema puede iniciar cualquier cambio de un estado a otro.

En el pasado, los sistemas naturales o ecológicos se consideraban estáticos y predecibles, y la biodiversidad se concebía en términos de la riqueza o diversidad de especies. Actualmente, se considera que el sistema natural representado mediante una unidad de la superficie terrestre formada por elementos reales modelada por procesos naturales y culturales, **no es estático**. Como se ha expuesto anteriormente, su cambio constante y desarrollo está evidentemente ligado al factor temporal. En este contexto, las escalas temporales que se aplican al estudio del EIN son múltiples y dependen del objeto de estudio, por lo que no se pueden tratar de la misma manera. Además parece esencial tener en cuenta que tal noción de escalas espaciales y temporales es importante a la hora de analizar la dinámica espacial de los paisajes. Las áreas naturales, según la definición, abarcan espacios de alto valor natural y cultural. En muchos casos es imposible mantener estos espacios en condiciones controladas y/o hacer previsiones sobre éstas. Por lo tanto, en algunos parques se aíslan los campos y parcelas experimentales y, de esta forma, se estudia el funcionamiento y los procesos en una escala local (aunque estos terrenos suponen un cierto aislamiento respecto al resto del sistema) y, en consecuencia, la medición del comportamiento a escala local puede no ser equivalente a la que se efectúa a una escala todo terreno.

Generalmente, los límites entre los sistemas naturales tienen carácter de transición, lo que provoca que a veces sea realmente difícil demarcar dónde exactamente comienza y termina un sistema. Este problema se centra más en la forma de los bordes que en la función que ellos tienen en la estructura del medio ambiente. Normalmente, se acepta que los límites de las unidades espaciales son imprecisos, por tanto, en algunos casos, las fronteras o límites coinciden con discontinuidades entre varios sistemas. En otros casos, se acepta por los bordes unas “*zonas de amortiguamiento*” en las que se mezclan las componentes de las unidades contiguas (Armand, 1980; Neef, 1967). Tal es el caso de la geoquímica del suelo en la que no existen las fronteras lineales. No obstante, la distinción entre el sistema y su ambiente admite cierta arbitrariedad y según Thellier & Ripoll (1992), el sistema es lo escogido por el observador para estudiar. Por lo tanto, la demarcación de los límites queda en manos de un observador o un órgano administrativo.

En el caso del EIN debido a que constituye un espacio natural y complejo, este problema no está totalmente descartado por establecer los **límites administrativos**. Existen varias situaciones en las que los límites administrativos constituyen sólo unos bordes artificiales y no tienen nada que ver con los límites del sistema real. Tal es el caso de los bordes establecidos en las áreas constantemente inundadas, acuáticas, en los pantanos o grandes áreas forestales, etc. donde domina la sucesión ecológica y donde los procesos naturales no respetan los límites territoriales.

En suma, el fragmento de la Naturaleza que abarca un EIN representa un determinado terreno caracterizado por su propia composición dinámica de elementos abióticos, bióticos y antrópicos, los cuales convierten este sistema natural en un sistema que **constantemente evoluciona**. Tal evolución es el resultado de las interacciones entre los elementos y de la dinámica propia de cada uno de ellos, considerados separadamente.

Es importante admitir que la evolución de los sistemas naturales varía en el tiempo y en el espacio dando lugar a una gran diversidad de paisajes que los forman (Escribano *et al.* 1987). Por un lado, los procesos naturales, como los procesos geológicos, geomorfológicos, de inundación, sucesión vegetal, entre otros, en la escala temporal presentan una evolución relativamente lenta. Por otro lado, sobre la compleja organización del sistema natural preservado en un estado próximo al original, como tiene lugar en cualquier área protegida, ejerce influencia el hombre. Cuando el hombre es concebido como un agente modificador, la evolución aumenta su velocidad.

En relación a las propiedades anteriores, aparece la necesidad de estudiar el sistema de paraje o espacio natural bajo la presencia del ser humano que se examina a base de "*factores de presión*" definidos como las actividades humanas que influyen en el ambiente y producen cambios en su calidad. Como una unidad espacial, el paisaje tiene una realidad perceptible, y los seres humanos, como partes del subsistema biosfera, forman parte de esta compleja realidad físico-material. Por último, formando la noosfera (esfera de la mente), los seres humanos influyen sobre las condiciones materiales, forman y organizan los ambientes y, por consiguiente, construyen nuevos espacios. Solamente cuando se combinan los elementos naturales y antrópicos, es cuando se puede comprender el funcionamiento del sistema natural.

Finalmente, el sistema de paraje o espacio natural como cada área protegida abarca los subsistemas **frágiles**. La fragilidad definida como la capacidad para absorber los cambios, hace referencia a la susceptibilidad del paisaje del EIN y las perturbaciones

que cambian su estructura o composición. Debido al grado e intensidad de las perturbaciones, la capacidad de sistema natural para recuperarse o volver a su estado original es muy variada y depende del factor temporal. Es importante admitir que en muchos casos el sistema natural alcanza un nuevo equilibrio.

Los sistemas frágiles son sistemas importantes con características singulares. Permiten conocer la vulnerabilidad del medio ambiente ante un impacto provocado por los agentes biofísicos o por las actividades humanas.

En resumen, el estudio del sistema ayuda a conocer y a entender la Naturaleza y, por esta razón, es muy importante entender el EIN como un sistema natural en el que todos los elementos están relacionados de distinta forma. Ésta es una situación en donde se deben conciliar los criterios de la protección de la Naturaleza y su conservación para poder después convivir en un equilibrio con el medio ambiente.

1.1.5. Análisis de sistemas

Von Bertalanffy (1968, 1976) expone de forma muy compleja que el análisis de sistemas trata básicamente de determinar los objetivos y límites del sistema objeto de análisis, caracterizar su estructura y funcionamiento, marcar las directrices que permitan alcanzar los objetivos propuestos y evaluar sus consecuencias.

En el supuesto de estas premisas, se puede proponer el análisis en una serie de etapas que constituyen un proceso completo. En primer lugar lo más adecuado es analizar detalladamente todos los elementos del sistema y los procesos que lo generan. Una vez definidos los componentes se inicia la segunda etapa, el proceso de aplicación de las propiedades de la T.G.S. tales como divisibilidad, control, estado, complejidad, predicción, regulación, comportamiento y dependencia, que son básicas para definir diferentes expresiones espacio-temporales y caracterizar los flujos e interrelaciones existentes. De este modo, según Rubio (1996) se plantea un modelo que presenta cualquier geosistema y que forma parte de un análisis sistemático del paisaje. Este modelo permite el análisis de un sistema bajo el objetivo de comprender, acercarse al tema de su funcionamiento a través de distintas interacciones que presenta, mejorar, ajustar y predecir su comportamiento. Dichas interacciones representan las propiedades básicas que se tienen que reconocer en el análisis general de un geosistema y, según Rubio (1996), un estudio en el que no exista alguna de estas propiedades no corresponde a la lógica expuesta por von Bertalanffy, pero puede corresponder a los

otros enfoques de la ciencia: determinismo, relativismo o caos entre otros. Por esta razón se debe poner atención en definir las propiedades del geosistema, porque una vez realizado este paso se tiene que tener en consideración que se está realizando un análisis sistémico del paisaje. Dichas propiedades se dividen en:

- ❖ **Divisibilidad**: es la primera de las propiedades de los sistemas, según la cual se identifica los principales geoelementos que interactúan entre sí; también los procesos naturales (climáticos, geológicos, geomorfológicos, entre otros) que se tienen que tener en cuenta a la hora de analizar el funcionamiento del sistema. Tras las interacciones energéticas se conoce el origen del terreno y otros elementos que forman parte de su alrededor. Así, el estudio de los distintos factores ayuda a conocer el tipo de correlación entre los geoelementos y, de tal manera, caracterizar el estado físico y la complejidad del sistema. A base de estas características, según Rubio (1996), se deducen otras propiedades tales como preedición, regulación, comportamiento y dependencia del sistema. Sabiendo que un sistema está compuesto por distintos elementos que interactúan entre sí, se estudia como “*un todo divisible*”. Por lo tanto, una parte elemental, en este caso, un geoelemento que forma parte del geosistema, no puede ser estudiado como un sistema individual (Rubio, 1996). Visto por separado este elemento puede entrar en correlación o en interacción con cualquier otro de los elementos variables que forman parte del sistema, pero no funciona independientemente.
- ❖ **Control**: expresa las diferentes posiciones espacio-temporales en las que actualmente se encuentra el sistema y, sobre todo, el transcurso cronológico de interacciones entre los elementos. Tras esta propiedad, se conocen los mecanismos que estimulan la evolución y el desarrollo de las formas morfológicas.
- ❖ **Estado**: define de forma precisa el estado actual del geosistema y está relacionado con la dinámica. Puesto que el estado depende de la dinámica del proceso se le divide en dos grupos: el estado positivo que presenta una dinámica permanente o constante y el estado negativo que al contrario del anterior expone una dinámica ralentizada que da la impresión de un estado estático (Rubio, 1995). En muchos casos los factores del estado caracterizan la situación del medio ambiente. Por ejemplo cuando se aplican al estudio del paisaje, se utiliza la vegetación como el indicador

de mucha fragilidad. La vegetación va directamente relacionada con otros componentes del geosistema, por ejemplo con las condiciones climáticas de las cuales depende. Ortubai (1998) propone hacer el estudio en el sentido inverso y plantea que en cuanto se conozca el clima de un territorio es factible realizar una predicción de la vegetación que potencialmente se establecería en él.

- ❖ **Complejidad**: los sistemas complejos requieren ser descompuestos en sistemas más sencillos para poder ser comprendidos. En otros términos, mediante esta propiedad se establece una diferencia entre sistemas complejos y simples, valorándolos cualitativamente y no cuantitativamente. Todo sistema tiende a generar una mayor complejidad de interrelaciones entre sus elementos. Cabe destacar que la complejidad está en constante relación con el tipo de estado en el que se encuentra el sistema y el número de interacciones entre sus elementos y evoluciona a medida que se va adaptando a los cambios del entorno y nivelándolos para mantener su estabilidad.
- ❖ **Predicción**: el propósito de esta propiedad es determinar desde un punto de vista de la dinámica del geosistema y mediante los cortes cronológicos su evolución en la escala temporal. En otros términos, es una propiedad que permite deducir el pasado del geosistema (la retrospección) y sobre todo predecir su comportamiento en el futuro (la prognosis).
- ❖ **Autorregulación**: en la práctica, haciendo un estudio de sistema, se tiene que tener en consideración que dentro de un sistema existen algunos mecanismos de autocontrol nombrados como mecanismos de autorregulación cuyo propósito es regular todas las desviaciones que afectan los flujos de entrada y salida de materia, energía e información. Estos mecanismos estimulan al sistema para que no altere su equilibrio y sus efectos se hacen visibles mediante el factor temporal.
- ❖ **Comportamiento**: esta propiedad debe especificarse al conocer las leyes de orden físico, químico, climático, etc. que gobiernan el geosistema y según Rubio (1995) sólo mediante la alteración de las leyes se le puede conocer. En relación a la magnitud de dicha alteración existen dos comportamientos del sistema. Primero, cuando la alteración causa grandes cambios. En consecuencia el sistema principal sustituye a otro, nuevo. Y segundo, cuando la transformación no tiene mucha gravedad y, a pesar

de varias interacciones con otros componentes, este impacto se nivela hasta desaparecer. En este sentido el sistema vuelve a su estado natural y equilibrado.

- ❖ **Dependencia**: es la última propiedad que debe ser aplicada en cualquier análisis del geosistema. Es una propiedad sobre los límites y dependencias que se establece a la hora de identificar los geosistemas. Cada conjunto de partes unidas constituye un sistema. Bajo esta consideración cuando se analiza la jerarquía de las unidades de un geosistema mediante las interacciones que suceden entre ellas, es evidente que las unidades entran en varias relaciones y, en consecuencia, unas dependen de otras. Por consiguiente, en cada geosistema se pueden separar partes dependientes, dominantes y otras evidentemente subordinadas.

A través de las tipologías de sistema se observa que todas éstas se han desarrollado a base de ciertas características de los elementos, interrelaciones y leyes que éstas ordenan; así como también el nivel de jerarquía. El análisis de sistemas no se puede llevar a cabo sin unir todas las propuestas de estudios interdisciplinarios en un *todo*. De tal modo para precisar la descripción de las propiedades relacionadas con la TGS, es necesario definir el *todo* como un modelo metodológico y multidisciplinar mediante las siguientes características propuestas por Rubio (1995) con el fin de hacer el análisis más complejo y universal:

- **Integración – fragmentación**: los sistemas naturales están integrados y deben de ser analizados como “*un todo unitario*”. Aplicando esta característica del sistema al estudio de área protegidas, es necesario tener presente que el análisis es un resultado de varios estudios. La integración de partes se hace visible, por ejemplo, en el estudio de la vegetación cuyo resultado es el análisis en el contexto del estado de toda la cubierta vegetal elaborado a partir de los análisis enfocados en unas especies singulares.
- **Estructura horizontal y vertical**: existen dos tipos de estructuras en función de los cuales los geosistemas están clasificados como horizontales o verticales. Los primeros corresponden al patrón de distribución espacial mientras que los segundos hacen referencia a las relaciones existentes entre los elementos del sistema y corresponden a los niveles de organización interna de éste.

- **Valor óptimo**: los elementos de sistema son cuantificables, por tanto, se les puede establecer un valor óptimo para cada una de las unidades y también para el *todo*. Sin duda, se trata de asignar los límites de influencias entre los componentes sin perder totalmente su individualidad u originalidad.
- **Funcionamiento probabilístico**: todo sistema presenta unas respuestas, reacciones establecidas por cada entrada. En función del grado de conocimiento de las características y propiedades de un geosistema, en unos casos, es posible predecir con cierta probabilidad la respuesta del sistema sobre su estado futuro, mientras que en otros casos es posible sólo pronosticar tal evolución.
- **Grupo propio de interrelaciones internas**: efectúa una descripción de las relaciones internas de cada geosistema y, al caracterizar el sistema permite singularizarlo.
- **Orden**: es el sometimiento que refleja una organización de las partes en la cual cada geoelemento tiene una cronología de génesis – cuál es el primero y cuál es el último –. Esta característica es muy útil para reconstruir la dinámica evolutiva del geosistema y asegura su funcionamiento estable.
- **Identidad propia**: cada geosistema tiene su identidad propia que es el resultado de su integración. En otros términos, la identidad propia corresponde a la función de la invariabilidad de las características y la inalterabilidad de las propiedades.
- **Diferenciación**: esta característica corresponde a la complejidad del geosistema puesto que el incremento de la complejidad de un sistema conlleva una mayor diferenciación de sus elementos.
- **Objetivo**: es la finalidad hacia la que está orientado cada geosistema que actúa de forma lógica. Cada sistema por definición tiene una determinada función que cumplir, es decir, tienen un objetivo, por tanto, esta característica está directamente relacionada con la “razón de ser” de cada parte.
- **Estabilidad**: gracias a la aplicación de esta característica se hace visible que los geosistemas tienden a alcanzar una estabilidad óptima que está directamente relacionada con la búsqueda de un estado de máximo equilibrio.

- **Gasto mínimo:** es una característica de permanencia y se la define como un consumo mínimo que cada sistema necesita realizar para mantener la estabilidad.
- **Irreversibilidad:** se la aplica a aquellos procesos que, como la entropía, no son reversibles en el factor temporal. Es la capacidad de muchos sistemas para alcanzar un mismo estado final (equifinalismo) a través de variados mecanismos y métodos.
- **Reconstrucción:** es la capacidad del entorno para crear un nuevo sistema que se caracterice por tener mayor capacidad de adaptación a las transformaciones o alteraciones. De tal manera el sistema nuevo está influenciado por los sistemas del entorno.
- **Rechazo:** es la capacidad del sistema de expulsar cualquier geoelemento extraño que pudiera perturbar su funcionamiento o llevar el sistema a la destrucción. El rechazo se puede producir como respuesta del sistema cuando cualquier de sus elementos o interacciones controlan los mecanismos responsables para mantener la permanencia integral del geosistema.

En relación a las características y propiedades anteriormente expuestas cuyo objetivo fundamental es facilitar el análisis del funcionamiento y comportamiento de un sistema, sus estructuras espaciales, las posibles respuestas, evolución y estado, cabe destacar que cada parte del análisis permite estudiar de forma compleja los problemas geográficos a pesar de que, en algunos casos, sólo son tratados a nivel conceptual y no práctico.

1.1.6. Regulación del sistema

De acuerdo con la definición enciclopédica de la regulación, en términos generales, ésta se conoce como un ajuste del funcionamiento. En el sentido más conciso, la regulación se entiende como cada acción que consiste en influir a un proceso dado con el fin de someterlo a determinadas normas o reglas y, así mismo, eliminar todas las desviaciones que lo afectan.

La regularidad de las conexiones mutuas entre los componentes es una de las características del sistema de gran importancia. Generalmente, los componentes

deberían encajarse bien en un sistema puesto que todos los sistemas naturales tienden hacia una lógica organización interior. Desde tal perspectiva, el cambio de un componente del sistema natural provocado por una fluctuación causa cambios en todo el sistema ya que la dinámica de éste, a partir de la aparición de estas fluctuaciones, puede saltar de una trayectoria de estado a otra. En efecto, como ya se ha señalado inicialmente en el capítulo anterior, automáticamente se activan los procesos de regulación, gracias a los cuales, si los cambios son pequeños, el sistema vuelve al estado anterior o, en caso de los cambios más profundos, se forma otro sistema.

Es importante destacar que en el medio ambiente existen varios, a menudo complementarios, niveles de regulación del sistema. No obstante, todos ellos dependen de dos variables, a saber, de la estructura jerárquica del sistema natural y de los procesos que actúan de acuerdo con las leyes establecidas por el sistema y mediante los cuales el sistema funciona. Según Richling (1992) tales procesos pueden tener el carácter determinista o probabilístico, lo que significa que en el primer caso las entradas (inputs) determinan las salidas (outputs), mientras que en el segundo todas salidas (outputs) del sistema dependen de la entrada (input) en un momento dado, pero no son en ningún momento determinadas por ella de forma precisa.

Desde tal perspectiva, el modo más fácil de la regulación del sistema es evitar las perturbaciones. Un ejemplo de este comportamiento lo presentan los organismos vivos que separan los procesos internos de las influencias externas y, de tal manera, no dejan a las entradas del sistema (procesos externos) influir sobre el transcurso de los procesos internos. Los animales que duermen durante el invierno en madrigueras presentan este tipo de comportamiento.

Otro ejemplo que puede corroborar lo anteriormente expuesto hace referencia al comportamiento de algunas poblaciones de organismos. Cuando por causas externas se produce una alteración en una población, en consecuencia, el resto sufrirá determinados ajustes para adaptarse a esta nueva situación. Estos ajustes serán mayores cuanto más directa sea su relación con la población que se modificó y, en función de su gravedad el tiempo que necesiten las poblaciones para la adaptación será distinto.

Ambos de los anteriormente mencionados métodos de la regulación del sistema se relacionan directamente con el enfoque cibernético (Lange, 1977; Młynarski, 1979; Richling, 1992). En el primer caso la regulación se limita a la compensación de las alteraciones mientras que en el segundo es referente a su nivelación. En el caso del primer método es necesario un aparato externo de compensación, en el paisaje

tratándolo como un sistema, que evidentemente no existe. En cambio, en el segundo método este aparato existe en la Naturaleza y depende de un regulador. Para explicar este método en base a los organismos vivos que han sido usados como ejemplo anteriormente, estos mismos constituyen los sistemas de varias entradas y salidas, y están completados por reguladores que permiten mantener la homeostasis, es decir, una estabilidad de su medio interno para mantener la vida. La homeostasis es un proceso de autorregulación y responde a cambios producidos en el medio interno. Por lo tanto, gracias al regulador, el organismo produce, por ejemplo, las hormonas que regulan varias funciones fisiológicas o los desechos que tienen que ser eliminados del sistema. También responde al medio externo en donde mantiene sus procesos internos estables a pesar de las variaciones de su entorno.

No obstante, para que el sistema conserve sus principios funcionales, debe adaptarse al medio externo. Dicha adaptación, que representa otro método de regulación del sistema, consiste en la modificación de los procesos internos, cambios de estructura o elementos del sistema; y también condiciona su comportamiento para que el sistema pueda habituarse al nuevo ambiente.

Una vez expuestos los métodos de regulación y teniendo en cuenta la idea del medio ambiente como un gran sistema llega la duda expuesta en la siguiente pregunta: ¿por qué regular el sistema? El medio ambiente es como un organismo vivo cuyo funcionamiento el ser humano está transformando con mucha fuerza. En muchos casos el medio ambiente no tiene tiempo para habituarse y/o adaptarse a las nuevas condiciones y, en consecuencia esta falta de adaptación lo lleva a la transformación definitiva o destrucción final. Bajo este peligro, la regulación de los sistemas naturales se debería llevar al cabo con el fin de promover la protección y conservación del medio ambiente.

1.2. El concepto de caos y riesgo

El concepto de caos en la Naturaleza no es un concepto reciente. A lo largo del tiempo, entre los diferentes científicos y filósofos, se ha manifestado la necesidad de conceptualizar la secuenciación de acontecimientos en la Naturaleza. Por una parte, esta cuestión está sometida a distintas leyes según las cuales todo el presente y todo el futuro dependen del pasado. Por otra parte, varias teorías, contrariamente, defienden que la existencia de los acontecimientos en la Naturaleza que no dependen del pasado y, por consiguiente, es difícil hacer cualquier predicción relacionada directamente con su

comportamiento futuro. Además, por la simple razón que la Naturaleza incluye aspectos imprevisibles y no todo puede ser pronosticado con gran precisión, el problema se puede tratar desde dos puntos de vista. Por un lado, se considera que cada acontecimiento es solamente el efecto de una causa o bien, por otro lado, existen acontecimientos que no van precedidos por causa ninguna.

En la Naturaleza existe una gran cantidad de fenómenos que se pueden describir según Espinosa (2004), como series de tiempo aperiódicas, por ejemplo, la temperatura en un lugar o la contaminación del aire, agua o suelo. La gran cantidad de estos procesos depende de un conjunto de circunstancias, que determinan el comportamiento posterior del "*gran sistema natural*". En este caso, se estudia la Naturaleza por medio del análisis tipo causa-efecto y, en lo que concierne a los comportamientos totalmente inesperados o imprevisibles, el análisis se extiende a los comportamientos generados por el **caos**.

El concepto de caos en la Naturaleza ha provocado un cambio sustancial en el desarrollo de las ciencias. Por una parte, establece límites en cuando a la capacidad de predecir varios comportamientos del sistema natural y, por otra, representa una herramienta necesaria para comprender varios fenómenos aleatorios que suceden en el medio ambiente. Dicho de otra forma, la idea del caos favorece nuevos modelos de analizar y de estudiar la realidad y, al mismo tiempo, el caos como metáfora lleva implícita una humildad que las teorías científicas no poseían. No obstante, este concepto se centra en los modelos, en matices, en la *sensibilidad* de las cosas y en las "*reglas*" sobre cómo lo impredecible conduce a algo completamente nuevo.

De acuerdo con la etimología de la palabra, caos proviene del griego (*khaos*) y significa abertura, oquedad, abismo, o bien, abismo abierto. En la antigua mitología griega designaba a la vez el "*vacío primitivo del universo*" que existía previo a todas las cosas, la "*pre-materia sin ninguna forma y sin orden ninguno*", de la que fue creado el cosmos y, por último, el "*submundo*" en donde habitaba la muerte. En latín, *chaos* se interpretaba como la masa sin modelar en estado bruto sobre el cual "*el gran arquitecto del mundo*" introdujo orden y armonía generando el Cosmos. La definición de origen científico presenta la antilogía, es decir, la contradicción aparente entre dos expresiones o ideas.

A lo largo del tiempo, se empezó registrar, analizar y predecir algunos fenómenos en la Naturaleza. En consecuencia, aparecieron varios métodos con el fin de ordenar y razonar la realidad encontrada. Se intentaba explicar esa realidad con argumentos descubiertos en la naturaleza propia de las cosas y no a través de explicaciones

providenciales. El primer paradigma metodológico lo formuló Descartes como un principio racional y método filosófico. De acuerdo con este paradigma toda la realidad y la experiencia pueden ser reducidas a elementos básicos. Paralelamente, buscando otros métodos adecuados se ha mostrado que varios de los procesos en la naturaleza se consideran como caóticos.

Es necesario destacar que el sustantivo “caos” aparece a menudo acompañado por el adjetivo “*determinista*”. En este caso, la definición de **caos determinista** une dos contradicciones: por una parte *caos* como un sinónimo de desorden y, por otra parte *determinista*, como sinónimo de orden y armonía. Por esta razón, para comprender el fenómeno del caos en la Naturaleza se estudia paralelamente a través de su comportamiento determinista (gobernado por leyes exactas) y según el comportamiento aleatorio o causal (sin leyes ningunas, gobernado por el azar). Respecto a estas características, como señala Stewart (1991), (...) *caos es el comportamiento sin ley gobernado completamente por la ley*. Dicho de otra forma, el caos está reemplazado por el orden y el mismo orden puede llevar el sistema al caos, en virtud de lo cual, cualquier orden puede crear su propio tipo de caos (Stewart, 1991).

Desde este punto de vista se acepta que entre todos procesos naturales hay unos fenómenos que tienen el aspecto imprevisto, en los que la relación entre causa y efecto no es determinada claramente y, por consiguiente, se acepta que poseen elementos aleatorios. No obstante, en dichos casos los científicos especifican la existencia de los flujos deterministas, sobre todo para los fenómenos que están generados por las reglas fijas y, que no encierran ningún elemento del azar (Crutchfield *et al.* 1987).

Desde esta perspectiva, varios comportamientos climáticos que a primera vista pueden parecer como caóticos tales como: las tormentas, las turbulencias, la forma de las nubes, la trayectoria de un relámpago, etc., a su vez, son también comportamientos de carácter determinista. En definitiva, se llega a la conclusión que *caos* es impredecible, pero determinable, o sea, *caos* no es aleatorio sino que tiene un orden subyacente.

Por lo general, el concepto de *caos determinista* surge de la Física y de las Matemáticas No-lineales y se extiende al pensamiento de muchas ciencias. Otros autores que tratan de caos determinista como, por ejemplo, Briggs & Peat (1999) lo conciben como la heurística que facilita la búsqueda de explicaciones de situaciones raras o imprevistas, o sea, los conceptos necesarios para resolver problemas difíciles. En este caso, se trata de los problemas para los que no se encuentran procedimientos *stricte* algorítmicos de solución. En otros términos, el caos determinista es la capacidad

de resolver problemas mediante la creatividad. Según señalan los autores antes mencionados, tal método se centra en la construcción de modelos cuya suposición es rebasar determinismo y reduccionismo.

Desde hace unas décadas, en las ciencias medioambientales se muestra la necesidad de estudiar la realidad a través del análisis sistemático de varios comportamientos como reacciones a unas situaciones dadas. Algunos de estos comportamientos están bajo las influencias humanas sobre el medio ambiente, mientras que otros suceden de forma natural.

En términos conceptuales, la Teoría General de Sistemas presentada en el apartado anterior, permite aplicar mecanismos que ordenan, equilibran o controlan el estado de sistema. En realidad, se trata de mecanismos por los cuales el sistema pretende subsistir, por lo cual tiende a estabilizarse ante una transformación, alteración o situación caótica. Como ejemplo de esta tendencia se puede mencionar la homeostasis en un organismo vivo, mediante la cual el sistema regula su funcionamiento para mantener un estado estable y constante. Por otra parte, se tiene que tener presente que aunque los sistemas naturales regulen su funcionamiento, tal propiedad no implica que cada uno de ellos no pueda comportarse de forma caótica.

La definición de sistema hace referencia a los subsistemas que lo componen, con el propósito de indicar que un sistema está formado por partes subyacentes que juntas constituyen un todo. Un sistema, tanto simple como complejo es un conjunto de partes interconectadas e interdependientes y, como se ha puntualizado anteriormente, estas partes pueden ser, a su vez, sistemas de un rango inferior al del sistema que componen. La complejidad es la propiedad fundamental que caracteriza los sistemas y depende de la no-linealidad. En un sistema lineal las partes son independientes lo que significa que se pueden separar y unir nuevamente mientras que las interacciones no-lineales mantienen unido el sistema. Los sistemas que muestran un comportamiento complejo pueden ser de hecho sistemas no-lineales extremadamente sencillos. Debido a que cada sistema no lineal posee un comportamiento impredecible, el caos puede aparecer en sistemas tanto complejos como muy simples examinados desde la perspectiva de los componentes. Por ejemplo, May (1976) mostró que sistemas con sólo dos componentes, pueden tener dinámicas muy complejas, estableciendo claramente la diferencia entre complejidad estructural (componentes) y complejidad dinámica (caos). En este sentido, los sistemas simples pueden generar los comportamientos complicados (complejos), y los mismos sistemas, con una pequeña alteración de las condiciones iniciales, se pueden comportar de manera totalmente diferente e impredecible, es decir, caótica.

Puesto que los sistemas se analizan, regulan y gobiernan mediante los modelos que las Ciencias Aplicadas identifican con el resultado final del proceso que genera una representación abstracta o conceptual, en estos modelos no se excluye la existencia del comportamiento caótico (Prigogine & Stengers, 1984). Esta característica del modelo va directamente relacionada con el estado inicial del sistema que en muchos casos deriva del caos (Alligood *et. al.* 1997; Huyles, 1993). No obstante, a pesar de que los modelos representan una simplificación para unificar todo el pensamiento científico y, aunque estos modelos están limitados sólo a algunas variables de relativa importancia, desde el punto de vista metodológico constituyen el primer paso hacia un estudio de la realidad.

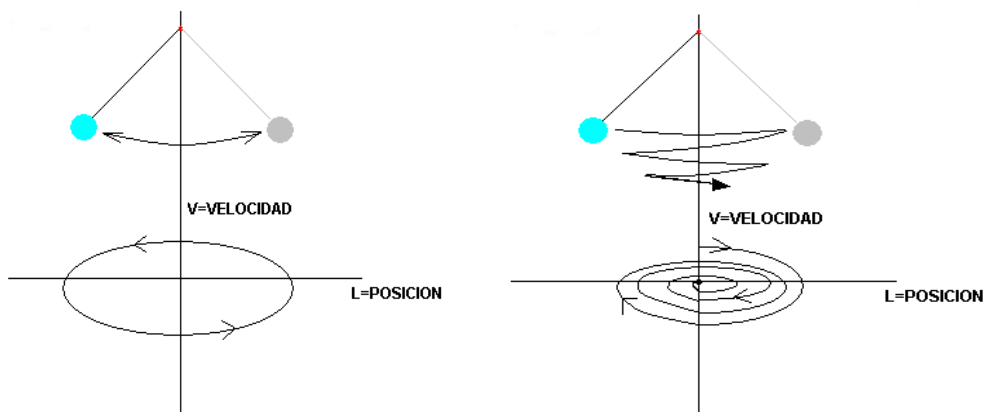
El caos en sí es un tipo de comportamiento que se exhibe en los sistemas. Paralelamente, cabe señalar que la aceptación de la existencia de los sistemas del comportamiento caótico hace referencia a los sistemas no-lineales cuyo comportamiento en tiempo se caracteriza por un pequeño grado de libertad. Y cuando se da constancia de que los sistemas caóticos no son hechos al azar sino que son deterministas – algo determina su comportamiento –, es necesario alegar otras de sus características.

Según Crutchfield *et al.* (1987) y Alligood *et. al.* (1997) los sistemas caóticos deben ser considerados como sistemas dinámicos. Bovet (1988) así como Hirsch & Smale (1983) señalan que esta característica va directamente relacionada con la variación de su comportamiento en el tiempo. Frente a estas condiciones corresponde mencionar sobre la representación de la dinámica de un sistema a lo largo del tiempo.

En el capítulo anterior se ha señalado que un sistema dinámico consta de dos partes: el estado y la dinámica. La primera, da información esencial sobre el sistema y la segunda describe cómo evoluciona este sistema debido al análisis de su estado a lo largo del tiempo. Partiendo del principio de que el comportamiento de los sistemas dinámicos presentes en la Naturaleza se puede estudiar a través de la representación matemática, es preciso mencionar que esta representación consta de la relación entre la evolución temporal de variables que conforman el modelo y las variables en sí mismas. De acuerdo con estas características, los resultados de la representación matemática de la evolución de un sistema pueden ser expresados de forma gráfica por una construcción abstracta denominada “*espacio de fases*” o “*diagrama de fases*”. Las coordenadas de este diagrama están formadas por componentes del estado lo que permite representar un conjunto de posiciones de un sistema. Por consiguiente, cada punto del diagrama de fases corresponde a un estado de sistema.

Como ejemplo que representa la evolución del sistema dinámico se puede mencionar un sistema mecánico – el movimiento de un péndulo oscilante –, en el que las dos variables significativas que determinan este movimiento son la posición (L) y la velocidad (V). En la Figura n°6 se presentan dos casos de la evolución del estado de un péndulo sin razonamiento y con razonamiento. En el primer caso, conforme el péndulo oscila continuamente de un lado a otro y se mueve a lo largo de una trayectoria firme, la representación gráfica de *diagrama de fases* tiene forma de un círculo (Figura n°6, izquierda). Cabe señalar que en este caso, al conocer el estado inicial de la evolución de sistema se puede seguir el movimiento y, posteriormente, con los cálculos matemáticos expresar su estado futuro en función del inicial. En cambio, la trayectoria del movimiento de un péndulo con razonamiento que tiende a detenerse, no es tan estable. Debido a que a medida que el péndulo se va frenando, la trayectoria tiene forma de una espiral que tiende a un punto de equilibrio central (Figura n°6, derecha). La dificultad para calcular este movimiento caótico procede de la existencia de unos factores que atraen la trayectoria del péndulo. En este caso este factor denominado **atractor** corresponde al punto central, lo que significa que cualquier próximo movimiento del péndulo se terminará en este mismo punto central.

Figura n°6. *El péndulo simple constituye un ejemplo adecuado para explicar la evolución de un sistema dinámico. Lo que necesita el péndulo para determinar su movimiento son dos variables: velocidad y posición, asignados en el esquema como V y L respectivamente. El esquema de la derecha trata de un péndulo simple sometido a razonamiento, donde el diagrama de fases corresponde a una curva cerrada. En cambio, el espacio de fases de un péndulo con razonamiento se representa como un sumidero espiral oscilando hacia un punto central.*



Fuente: Elaboración propia tomando como base los estudios de Lévy (1992) y Espinosa (2004).

Como otro ejemplo de la variación del comportamiento de sistema dinámico se propone un modelo ecológico denominado *modelo de Lotka-Volterra*, cuyas coordenadas corresponden a las poblaciones de las diferentes especies. Este modelo representa la interacción (definida como caótica) entre dos poblaciones de especies (de depredadores y de presas) en un ecosistema determinado. Por un lado, este modelo se utiliza para modelar la evolución y el crecimiento poblacional de las dos especies en relación al número de ejemplares de ambos conjuntos que hay en cada momento y, por otro, se aplica en cuanto a las imprevisibles interacciones entre las especies.

Los fenómenos irregulares no requieren ecuaciones complicadas, pero aunque las ecuaciones sean muy simples, el comportamiento del sistema no tiene por que serlo. Por otro lado, un fenómeno que parezca raro, en realidad puede ser difícil de explicar, es decir, puede estar gobernado por un modelo simple pero, a su vez, caótico.

Obviamente, no todos los sistemas dinámicos que presentan un comportamiento difícil de explicar se pueden denominar como los sistemas caóticos. Desde este punto de vista, los modelos que describen estos sistemas dependen, en gran medida, del número y tipo de variables escogidas, así como de la relación entre sus elementos. Además, la evolución de todas variables es visible a lo largo del tiempo, siempre en función de las condiciones iniciales. Se acepta entonces que un sistema es estable si para cualquier condición inicial, la evolución temporal de las variables tiende constantemente a una órbita, un sistema inestable se escapa de esta tendencia, mientras que un sistema caótico es atraído hacia un tipo de movimiento por un factor denominado anteriormente como "*atractor*". Los atractores pueden tener carácter periódico, cuasi-periódico o extraño (llamado también sorprendente), siempre y cuando estén relacionados con el tipo de movimiento que provocan en los sistemas.

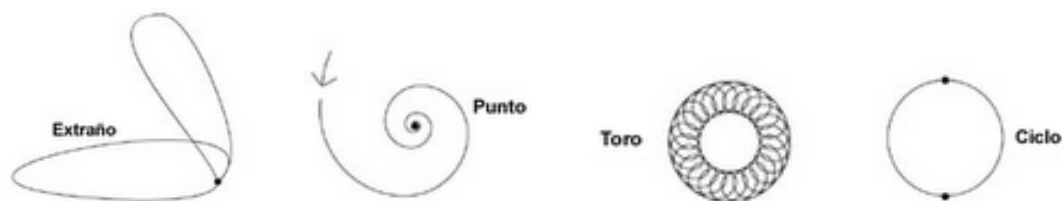
Sin embargo, los sistemas irregulares pueden poseer estados de equilibrio, aunque por otra parte tienen que adoptar las variables de un sistema estable en un determinado momento. Un estado de equilibrio es aquel que permanece sin cambio a lo largo del tiempo. Contrariamente, un estado de equilibrio inestable incluye movimiento hacia un estado diferente. Un ejemplo de este equilibrio puede ser un lápiz puesto de pie (en estado vertical) que cae al soltarlo. Al caerse, o sea, cuando está en posición horizontal, se encontrará en un estado diferente del anterior. Dicho de otra manera, el equilibrio es estable si la perturbación inicial no produce un gran efecto subsiguiente (Lorenz 1995).

Por último, cabe destacar que gran parte de los sistemas naturales son termodinámicamente abiertos y, por tanto, se mantienen en un estado de desequilibrio. Posteriormente, aparecen unas estructuras siguientes concebidas como nuevos estados de organización del sistema.

Respecto a que los sistemas caóticos son muy sensitivos, especialmente a las inconstantes condiciones iniciales (Lorenz, 1963, 1995; May, 1976; Crutchfield *et al.* 1987; Stewart, 1991; Lewin, 1995; Prigogine, 1996; Alligood *et al.* 1997), la mayoría de estos sistemas está vinculada a los atractores extraños (Hentschel & Procaccia, 1983). El más conocido de estos atractores es el *atractor de Lorenz* que está caracterizado para el modelo tridimensional del sistema climático (Lorenz 1963, 1995) presentado en 1963 por un matemático y meteorólogo estadounidense, Edward Lorenz.

Al referirse a la presentación gráfica de los atractores, éstos suelen tener formas diversas (Hirsch & Smale, 1983). Por lo general, son diseñados como curvas en el espacio de fases que describen las trayectorias de un sistema en movimiento hacia las que tienden todas las trayectorias normales (véase Figura n°7). Un atractor extraño desarrolla una estructura mucho más complicada que la que presenta un atractor predecible. La divergencia de las trayectorias próximas, según Espinosa (2004), constituye la razón por la que el caos lleva a la impredecibilidad.

Figura n°7. La presentación gráfica de los atractores indica su carácter y comportamiento a largo plazo en el espacio de fases. El atractor más simple es el punto fijo mientras que el atractor más complicado es el atractor extraño.



Fuente: Elaboración propia tomando como base a los trabajos de Lévy (1992).

En lo que concierne a los sistemas dinámicos no caóticos, en cuanto se conocen sus ecuaciones características y las condiciones iniciales fijas, se puede predecir la evolución de estos sistemas en el tiempo aunque se tiene que tener en consideración que muchos de estos sistemas presentan una fuerte sensibilidad, lo que significa

que condiciones iniciales similares pueden provocar en los sistemas comportamientos a largo plazo muy diferentes. En cambio, el movimiento de los sistemas caóticos es impredecible y saber su configuración en un momento dado no permite prever su configuración en un momento posterior, aunque no es completamente aleatorio. Anteriormente se creía que la imposibilidad de predecir la evolución del comportamiento de un sistema caótico era por la falta de información y que bastaba con procesar la gran cantidad de datos para obtener una descripción completa de estos fenómenos. En el siglo XX la ciencia experimental incorporó nuevos desarrollos, aceptó la ausencia de los valores absolutamente exactos e introdujo el concepto de la incertidumbre. El observador no es quien crea la inestabilidad o la imprevisión: ellas existen de por sí. Este aspecto va directamente relacionado con la *indeterminación de Heisenberg (principio de incertidumbre)* que afirma que existen pares de variables que no se pueden determinar con precisión. Realmente, la incertidumbre da un valor que no puede ser eliminado totalmente, lo que significa que los valores sólo pueden especificarse según una precisión limitada.

En cuanto a la evolución de un sistema caótico, ciertamente ésta depende de las condiciones iniciales y una mínima alteración en estas condiciones hace que el sistema evolucione de manera totalmente distinta. Ya en 1908, un matemático francés Henri Poincaré (1854-1912) el problema de la evolución de un sistema caótico expresa de la siguiente manera:

(...) Si conocemos exactamente las leyes de la Naturaleza y la situación del Universo en el momento inicial, podemos predecir exactamente la situación de este mismo Universo en un momento posterior. Pero aun si fuera el caso que las leyes de la Naturaleza no nos guardasen ningún secreto, todavía nosotros conoceríamos la situación inicial sólo aproximadamente. Si esto nos permitiera predecir la situación posterior con la misma aproximación, que es todo lo que necesitamos, podríamos afirmar que el fenómeno ha sido predicho, que es gobernado por leyes conocidas. Pero esto no es siempre así; puede pasar que pequeñas diferencias en las condiciones iniciales produzcan grandes diferencias en el fenómeno final. Un pequeño error al principio produce un error enorme al final. La predicción se vuelve imposible, y tenemos un fenómeno fortuito. [Fuente: Barrow tras Poincaré, 1994, p.55].

A pesar de que no se puede prever con certeza la evolución de un sistema caótico, en algunos de sus comportamientos se pueden encontrar elementos que permitan un tipo de movimiento repetitivo y, de vez en cuando, geoméricamente establecido. En estos casos los atractores se identifican con los factores necesarios para que las variables de los sistemas mantengan la trayectoria establecida, y lo que no se puede establecer con precisión son las oscilaciones que las variables puedan tener al recorrer las órbitas. Por ejemplo, es posible prever la trayectoria de una tormenta,

pero lo que parece difícil de determinar es el tiempo necesario para su desarrollo o su tamaño final.

En el sentido contrario, Stewart (1991) señala que la mayoría de los sistemas dinámicos no presentan una regularidad discernible en un esquema repetitivo aunque esta característica no evita la necesidad de estudiar su comportamiento a largo plazo. De tal modo, para este autor, cuando el comportamiento depende de las condiciones iniciales de los procesos, la trayectoria del movimiento del sistema parece ser equivalente al lanzamiento de una moneda, o sea, está limitada a dos posibilidades aunque no es anticipada.

Resumiendo lo anteriormente expuesto, se puede señalar que un sistema caótico se caracteriza por ser dinámico, sensitivo y no-lineal. Un ejemplo apropiado que representa un sistema caótico en la Naturaleza podría ser un río, en donde cada partícula de agua sigue una trayectoria aleatoria e impredecible. No obstante, la trayectoria de cada partícula individual no rompe con la dinámica establecida por las corrientes del río. Por esta razón, si se tira al río una piedra, el choque que la piedra da con las partículas del agua no cambia el cauce. Indudablemente, otra reacción sería si el río hubiese sido creado por el ser humano bajo un orden artificial, donde cada partícula de agua tuviera una trayectoria determinada, el orden se hubiera derrumbado completamente.

Otro ejemplo del comportamiento caótico en la Naturaleza es la evolución de la vida en la Tierra. Si dicha evolución tuviera carácter solamente determinista, todas las leyes que la gobiernan tendrían que incluir la información sobre los sucesos ocurridos en el pasado. Tal información sería necesaria para poder anticipar simultáneamente todos los riesgos posibles de suceder en el futuro pero, puesto que muchos comportamientos de la Naturaleza actúan de forma no-lineal y caótica, la evolución de la vida en la Tierra no puede tener el carácter solamente determinista.

Ciertamente, el concepto de caos a menudo puede crear una idea negativa, una visión de desorden en donde las cosas no funcionan de forma perfecta, sobre todo cuando se aprecia que en un mundo en donde lo “*establecido*” y lo “*correcto*” es precisamente el orden. Así mismo, se establece que el paradigma fundamental bajo el cual ha crecido el ser humano es el “*paradigma de orden*”.

A lo largo de la humanidad, el ser humano ha tenido por objetivo controlar la Naturaleza. A cada uno de los problemas aparecidos, le aplicaba tecnologías nuevas

y así, buscando soluciones y respuestas, intentaba obtener control absoluto. Obviamente, el ser humano puede, en muchos casos, dominar la Naturaleza aunque la aspiración del control absoluto es una ambición desmesurada. No se debe olvidar que, aunque el comportamiento de la Naturaleza está sometido a varias leyes posibles de conocer, al mismo tiempo corresponde a unos comportamientos que pueden ser imprevisibles. En esta línea conceptual, Briggs & Peat (1999) usan el término *caos* como la interconexión que se manifiesta en acontecimientos aparentemente aleatorios. Lo que en términos clásicos se llamaría desorden, en la teoría del caos se comprende como orden complejo o irregular.

Por lo general, en el estudio de la irregularidad en la Naturaleza, a pesar de tener poca capacidad de predicción, Güemez (2004) afirma que se buscan, sobre todo, las relaciones causales. Según Crutchfield *et. al* (1987) las relaciones entre causas y efectos pueden examinarse desde dos puntos de vista: cualitativo y cuantitativo. En el primer caso, la relación entre causa y efecto se concibe como:

- a) *vínculos unidireccionales*: A causa B, B causa C, y así, sucesivamente. En este caso los efectos finales no vuelven a ejercer influencia sobre sus causas originales,
- b) *eventos independientes*: según esta concepción, no existen ni causas ni efectos, por tanto, cada acontecimiento sucede independientemente de otros,
- c) *vínculos circulares*: A causa B y B a su vez causa A. Eso significa que el efecto final tiene influencia a la causa inicial. Tal es el caso, por ejemplo, de los mecanismos de retroalimentación positiva llamados como mecanismos de crecimiento y diferenciación (morfogénicos) que conducen a un movimiento hacia el cambio. Es decir, las salidas de un sistema causan efectos acumulativos a la entrada.

La teoría del caos presenta varias posturas. Por un lado adopta la pauta *b* y, por otro, afirma que hay ciertos procesos que no son caóticos sino ordenados y dependen de los vínculos causales. Los vínculos causales son aquellos que según Rañada (1986) se verifican a través de una amplificación de las desviaciones. Como ejemplo puede servir el caso mencionado anteriormente según el que una pequeña causa inicial mediante un proceso amplificador puede generar un efecto considerablemente grande.

Desde el punto de vista cuantitativo, las relaciones entre la *Ley de causa y efecto* se categorizan y se clasifican de la siguiente manera:

1. las causas y los efectos son razonablemente proporcionales lo que significa que causas pequeñas producen efectos pequeños y causas grandes llevan a efectos grandes
2. una causa pequeña produce un gran efecto
3. una causa grande produce un efecto pequeño

En el primer caso, existe una cierta relación entre causa y efecto, a saber, una fuerza pequeña produce un movimiento pequeño mientras que una fuerza grande provoca un gran desplazamiento. En el segundo caso cabe destacar que los procesos naturales dependen de varias circunstancias atraídas por unos factores externos. Este fenómeno fue principalmente introducido por Poincaré y en los años 60 del siglo XX desarrollado por el autor mencionado anteriormente, Edward Lorenz. Según este autor, cualquier pequeña variación en un punto del planeta genera, en poco tiempo, un efecto considerable en el otro extremo de la tierra. Los procesos climáticos, sobre todo los movimientos atmosféricos que a pesar de obedecer a las leyes físicas y tener una clara relación entre causa y efecto, constituyen un buen ejemplo de dicho comportamiento. Tal fenómeno Lorenz denomina como *Efecto mariposa* y lo expresa la siguiente forma: “*El aleteo de una mariposa que vuela en China, puede producir un mes después, un huracán en Texas*” (Lorenz, 1963).

Cabe destacar que también von Bertalanffy (1976) explica la existencia de dichos mecanismos en la Naturaleza donde las causas pequeñas generan los efectos grandes. Al respecto, este autor denota (...) *una distinción entre causalidad de conservación, donde hay una proporcionalidad razonable entre las intensidades de la causa y el efecto, y la causalidad de la instigación, donde la causa actúa como instigadora o disparadora, es decir, un cambio energéticamente insignificante provoca un cambio considerable en el sistema total* (Bertalanffy, 1976). Dicho de otro modo, la energía que importa el sistema del medio tiende a comportarse de acuerdo con la *Ley de la conservación*. Según esta ley, la cantidad de energía que permanece en un sistema es igual a la suma de la energía importada menos la suma de la energía exportada. En la causalidad de conservación, la causa y el efecto son cuantitativamente proporcionales. Como ejemplo se puede dar un terremoto. En función de la intensidad del terremoto, los efectos destructivos son mayores. En cambio, la causalidad de la instigación, trata de causas insignificantes que, actuando como disparadores o agentes instigadores,

producen efectos considerables (p.ej. “*efecto mariposa*”). Von Bertalanffy se refiere a la causalidad de la instigación con el propósito de explicar el *concepto de la centralización*. Según este autor, una parte del sistema corresponde a la parte conductora del todo. Por lo tanto, en cuanto los pequeños cambios afecten a las partes conductoras, los efectos en todo el sistema serán correspondiente amplificados.

La tercera de las categorías citadas corresponde a la situación de cuando grandes fuerzas estimulan pequeñas consecuencias, por ejemplo, un gran esfuerzo en la descontaminación del suelo, debido a un período largo del proceso de descontaminación en un período corto genera pequeños resultados visibles.

Bajo la perspectiva general que una mínima fluctuación de los componentes del medio ambiente tiene reflejo en todos elementos que están en cierta relación con él, se considera que la estructura de cada sistema natural puede ser modificada o transformada. Teniendo esta cuestión en cuenta, el comportamiento caótico en la Naturaleza puede, en algunos casos, llevar a las mutaciones o transformaciones y, por lo general, este mecanismo puede ocurrir tanto en macro como en microescala. Como ejemplo se pueden mencionar las mutaciones casuales de las especies invasoras de flora o fauna que provocan una crisis en el desarrollo natural de éstas y, a continuación, una selección natural entre ellas.

Desde el punto de vista utilitarista, el comportamiento caótico que ocurre en la Naturaleza está considerado como acontecimiento indeseable que según Güemez (2004) debe ser evitado o regulado. Sin embargo, los sistemas caóticos resultan ser mucho más versátiles de lo que parecen. Por lo tanto, existen tres propiedades que caracterizan los modelos caóticos que son: *el control de caos, la sincronización entre sistemas caóticos y la posibilidad de imposición de comportamiento caótico*. Como señala el mismo autor, gracias al control del caos se seleccionan las orbitas inestables para obtener el comportamiento regular deseado. La sincronización permite conectar los diversos sistemas caóticos y obtener el comportamiento emergente. Cabe destacar que la combinación del control y la sincronización del sistema caótico establecen la base de ciertos procesos de la percepción. Generalmente, en el sentido del caos determinista los sistemas caóticos se consideran como difíciles de analizar, sobre todo, en cuanto a la predicción para los períodos largos debido a que las pequeñas diferencias de sus condiciones iniciales se amplifican de forma rápida.

La Naturaleza, según Briggs & Peat (1999) utiliza el concepto del caos como medio adecuado para crear nuevas entidades, conformar acontecimientos y mantener

la cohesión del Universo. La aceptación de existencia del caos en la Naturaleza lleva siempre a la conclusión que los sistemas, más o menos complejos, se comportan de una manera poco previsible. No obstante, en la Naturaleza existen los procesos irreversibles, que siguen una trayectoria no-lineal y que son sensibles a las condiciones iniciales. Realmente, ningún proceso natural posee fundamentos teóricos para especificar de forma completa la transformación ulterior del sistema. Por esta razón es imposible prever todos los cambios (positivos o negativos), que son como efecto de este proceso irreversible, incluso apreciar la extensión, velocidad y período de duración del mismo.

En definitiva, en varias ocasiones el caos está definido como una catástrofe o un riesgo. Un ejemplo de estos riesgos de transformación son las antes mencionadas mutaciones causales de especies de flora o fauna. Por esta razón, para algunos, lo más ideal sería tener la Naturaleza ordenada, posible de controlar y de dominar. En cambio, otros consideran la Naturaleza como algo imprevisto que no se puede controlar de ninguna manera. En cualquier caso, se puede afirmar que en cuanto al paisaje, éste es un sistema abierto y dinámico, siempre cambiante, que se adapta a varias condiciones, aunque algunas lo puedan transformar. Paralelamente, el paisaje es, también, un sistema que incluye comportamientos caóticos. Desde esa perspectiva se puede señalar que en la Naturaleza no hay excepciones territoriales y el comportamiento caótico puede ocurrir también en los áreas protegidas. Es evidente, que las transformaciones paisajísticas causadas por la presión antrópica, no afectan tanto los paisajes naturales que abarcan varias figuras de protección, pero también son presentes en ellos.

1.3. El concepto de paisaje y las áreas de interés natural

El concepto de paisaje constituye todavía un tema discutible, a pesar de que ya han pasado más de 150 años desde que Alexander von Humboldt, considerado el padre de la Geografía, presentó su revolucionaria definición sobre el paisaje. Sin embargo, a lo largo del tiempo, la definición ha variado de una forma notable, lo cual ocasionó una variedad de definiciones que siguen apareciendo en la literatura de divulgación científica.

Para algunos, el paisaje es un fragmento de la Naturaleza o bien un depósito de recursos económicos de gran valor, mientras que para otros corresponde a un lugar espiritual donde se halla "*lo sagrado*" y "*lo profano*". Sin duda siendo un concepto

multidisciplinar aparece en la Geografía, Etnografía, Biología o Geoquímica; también está presente en Historia, Arquitectura, Pintura y Literatura. Por tanto, se analiza constantemente el paisaje desde diversos puntos de vista teóricos y varias interpretaciones científicas. En efecto, se aplican nuevos métodos enfocados, por un lado al paisaje como objeto de investigación y, por el otro, a en la forma de la clasificación de los paisajes estudiados (Farina 2000; Ostaszewska 2005; Pietrzak, 2004). En esta línea se hacen varios intentos para especificar y unificar tipologías propuestas a lo largo del proceso del desarrollo del concepto. Sin duda, los paisajes más típicos que se encuentran en estas tipologías son los siguientes: naturales, culturales, urbanos, industriales, agrarios, transformados, fragmentados, entre otros (Forman & Godron, 1986; Richling, 1992; Birnbaum & Hughes, 2001; Rubinstein, 2002; Degórski, 2009). En los últimos años ha habido un aumento en el interés tanto del estudio de la esencia del paisaje, como de su modo estructural y multifuncionalidad (Antrop, 1998; Brandt & Vejre, 2000; Naveh, 2001; Jongman, 2003; Degórski, 2009).

La primera aproximación al término “paisaje” se centra primordialmente en sus distintas raíces etimológicas (Maderuelo, 2005). En este contexto, cabe mencionar que en varias lenguas el término paisaje tiene el sentido parecido pero no idéntico. En el caso de las lenguas románicas deriva del latín *paqus* (país), y existe como expresión de *lugar, escena o territorio* (francés: *paysage*, italiano: *paesaggio*, portugués: *paisagem*, español: *paisaje*, catalán: *paisatge*). Maderuelo (2005, 2006) señala que *el primer idioma en el que se cristalizan los términos para nombrar territorio y la especificidad de sus vistas es en italiano, donde se generan los términos paese² y, por derivación paesetto³ y paesàggio⁴*. Según de Bolòs (1992), las lenguas germánicas (alemán: *landschaft*, inglés: *landscape*, holandés: *landschap*, danés: *landskab* etc.), por un lado, presentan un claro paralelismo con el significado territorial, sobre todo, por parte de la palabra originaria *land* (tierra) y, por otro lado, describiendo el aspecto de un territorio, enfatizan su valor estético. En el grupo de las lenguas eslavas la etimología del término está estrechamente unida a la *imagen del territorio*. Por ejemplo, en polaco *el paisaje (krajobraz)* corresponde a la unión de dos palabras: país (*kraj*) e imagen (*obraz*), y según el Diccionario de la Lengua Polaca (1967; 2007) este término aparece en dos contextos: por un lado se refiere a la vista del observador o el panorama, y por el otro al territorio. En checo existen dos palabras que expresan el país y la imagen pintoresca (*krajina* y *krajinomalba*

² *país* (nota del autor)

³ *pueblo* (nota del autor)

⁴ *paisaje* (nota del autor)

respectivamente). En resumen, esta variedad léxica, según señala Maderuelo (2005), muestra distintos modos de pensar y entender el término: “paisaje”.

La expresión *paisaje* habitualmente viene asociada a una serie de sensaciones o recuerdos de algo agradable o bonito, que es difícil de expresar con palabras. Asimismo, paisaje puede ser descrito por medio de la percepción del observador, una sensación intuitiva o abstracta. De este modo, el término *paisaje* se emplea, sobre todo, en el sentido de panorama o vista (el paisaje invernal y estival, simple y compuesto, agrario e industrial, bonito y feo).

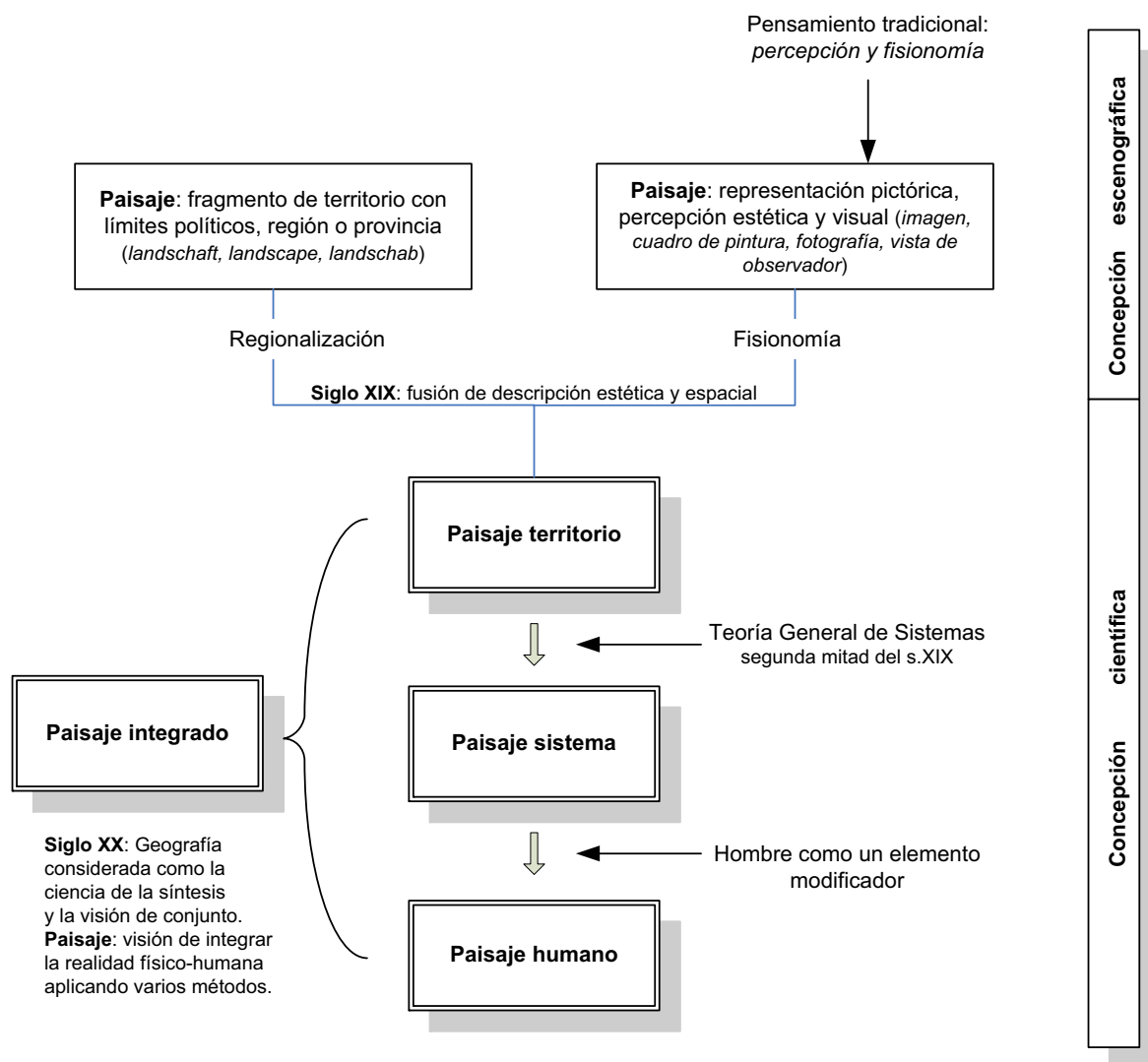
Sin duda, desde un punto de vista científico, el concepto implica una posición unificadora frente a la relación entre la Naturaleza y la sociedad (Milton, 1996; 1997). Evidentemente, los biólogos y los ecólogos expresan con énfasis la noción del paisaje concebido como un fragmento de la Naturaleza sin tener en cuenta los factores sociales. Por otra parte, los antropólogos y los sociólogos conciben el paisaje sobre todo como el escenario de la actividad humana. De tal modo, prestan más atención en analizar la actividad antrópica que la realidad biofísica, en que esta actividad se sitúa.

En las ciencias ambientales, especialmente en la Geografía, el concepto del paisaje es polisémico, por lo cual, dar sólo una definición de paisaje no es nada sencillo. El problema consiste en que existe un abundante número de definiciones relacionadas; casi tantas como puntos de vista desde los cuales se realizan. Bertrand (1968) en el campo de la Geografía plantea este problema del siguiente modo:

(...) Paisaje es un término anticuado e impreciso, aunque cómodo, que cada uno utiliza a su manera, frecuentemente añadiéndole un calificativo de restricción que altera su sentido
[Fuente: Bertrand 1968, p. 249].

En relación a la polisemia del término, los geógrafos no simplifican paisaje sólo a su realidad física, sino lo estudian desde una perspectiva espacial, sistémica o por medio de los elementos humanos y naturales (Figura nº8). Por eso, para aclarar el concepto geográfico del paisaje, con el propósito de enfocarlo en los capítulos siguientes al análisis de cualquier espacio natural protegido, es necesario presentar su historiografía. Teniendo en cuenta el proceso de la transformación permanente del concepto del paisaje e incorporando varios conceptos procedentes de los avances de diferentes ámbitos de conocimiento a fin de mostrar los siguientes enfoques paisajísticos: *visual/estético, territorial, sistemático y cultural*, llamado también sociocultural, humano o antrópico (Escribano *et al.* 1987; Crang, 1998; Mateo, 2002; Ojeada, 2005).

Figura nº8. Desarrollo de concepto del paisaje visto desde la perspectiva tradicional hasta la científica actual.



Fuente: Elaboración propia

1.3.1. Enfoques paisajísticos. Historiografía del paisaje desde la perspectiva de una imagen pictórica hasta el concepto integrado.

- Enfoque visual-estético

Cuando el hombre piensa en determinados paisajes, como por ejemplo, los paisajes de montañas, de valles, de llanuras, costeros, fluviales, etc. los percibe como representantes de una determinada forma de la Naturaleza. De tal simbolismo están dotados todos los paisajes del medioambiente, tanto naturales como antrópicos. Además,

es de mucho interés mencionar que esta primera percepción tiene diferentes niveles de descripción: perceptivo o estético, y visual que depende de la percepción individual. Sin duda, a través de la vista el observador recibe la información básica del paisaje, que corresponde a los componentes reales (vegetación, relieve, etc.) y abstractos (líneas, formas, colores). Por esta razón, cuando se contempla un paisaje, además de captar los elementos, objetos, características, es decir, su contenido, se lo ubica en el campo de la percepción que como señala Husserl (1995) es *la manera principal en que el ser humano (yo) conoce el mundo*. A partir de allí, es capaz de atribuir al paisaje observado una función, valor, en suma, ver qué representa. La percepción visual de un paisaje es *un acto creativo de interpretación por parte del observador* (Polakowski, 1975). A esta característica se puede sumar el hecho de que la percepción varía en función de la edad del observador, su sensibilidad, su posición y la duración de la observación. Desde tal perspectiva, según Maderuelo (2005), el paisaje existe cuando existe su interpretación emocional subjetiva (individual) o estética del medio natural. Teniendo este aspecto en cuenta, Morgan (1978) identifica el paisaje con una imagen subjetiva de la superficie terrestre y niega su realidad objetiva. Según este autor, *el paisaje no existe como tal más que a través del fenómeno psicológico de la percepción*. De forma similar Roger (2000, 2002) afirma que el paisaje es *un producto fruto de la reflexión* y por tanto debe ser tratado mediante el análisis estético.

Por consiguiente, por medio de la percepción estética, varias definiciones del paisaje están enfocadas directamente en la orientación fisonómica. Teniéndolo en cuenta, se constata que el paisaje puramente estético hace pensar en una *imagen*, en particular en la imagen pictórica, gráfica, fotográfica, entre muchas otras. Desde este punto de vista, el paisaje significa el espacio que se pueda abarcar con la mirada (paisaje natural, rural, extenso, diferenciado, dominante, subordinado) o una representación de la imagen del paisaje por medio de la pintura, dibujo, expresión artística, un cuadro que representa un fragmento de medio natural. Éste es el enfoque visual-estético del concepto de paisaje, que hace referencia a la armoniosa combinación de las formas, colores, líneas y texturas del territorio, e incluso a su representación artística. De este modo el enfoque visual-estético se ve reflejado en la acepción que recoge el Diccionario de la Lengua Española de la RAE (2001): (...) *pintura o dibujo que representa cierta extensión de terreno y/o porción de terreno considerada en su aspecto artístico o simplemente la extensión de terreno que se ve desde un sitio*. En resumidas cuentas, no se trata sólo de un fragmento del territorio, sino de una valoración estética. Por tanto, el término paisaje refleja aquello que capta la mirada del observador (sujeto) con el propósito de expresar un entorno (objeto) y como señala Madurelo (2006):

(...) *El paisaje se contempla. El placer que produce la contemplación genera la necesidad de prolongar el recuerdo por medio de la descripción gráfica, pictórica, literaria o fotográfica. El paisaje se dibuja y se describe, pero también se recrea por medio de la construcción de jardines. Más adelante, el paisaje también se piensa, llegando a reclamar la atención de los filósofos.* [Maderuelo, 2006, p.5].

En resumen, estas características señalan que el paisaje tiene, ante todo, un significado escenográfico, sin apenas otro contenido que sus referentes estéticos (Morláns, 2005). Así pues, parece evidente, que el enfoque estético sitúa el paisaje solamente a nivel de una imagen concreta que cada individuo capta de una realidad. Tal imagen se caracteriza por su natura compleja que integra múltiples factores objetivos y subjetivos. Obviamente, el análisis estético del paisaje está condicionado, tanto por la subjetividad de cada individuo como por el sustrato cultural, histórico, político, económico de cada sociedad debido a su historia y la sensibilidad artística de sus habitantes.

El enfoque estético va directamente relacionado con el concepto de paisaje contemplado. En esta corriente conceptual, Leo Weibel (1933) afirma que *el paisaje es una sección de la superficie terrestre y del cielo que se unen en nuestro campo de visión, como vistos en perspectiva desde un particular punto de vista.*

El paisaje como concepto estético, proviene, en sus orígenes, del periodo helénico, aunque surge con preponderancia de la pintura flamenca (XV, XVI) cuyos creadores lo concebían, en un sentido muy básico, es decir, como *la vista del pintor*. Efectivamente, de la percepción individual, del desarrollo de técnicas de la representación como la perspectiva y del talento de pintor dependía la representación pictórica de la Naturaleza. Posteriormente la contemplación y la recepción del público de la obra de arte influían en la percepción común referente a la arquitectura, diseño de espacios reales o establecimiento de un valor paisajístico según las tendencias pictóricas. De esta misma manera fisonómico-estético-visual, se popularizó en el siglo XVII en Inglaterra el término "*landscape*" mencionado anteriormente, el cual se refiere tanto a un fragmento del territorio en concreto o propiedad del terreno, como a su contorno visible (Richling & Solon 1996; Nogué, 2007). En Alemania, en la misma época, se desarrollaba el término *der Landschaft* que en sus orígenes se refería a un territorio, un área geográfica con límites políticos claros: región o provincia (Olwig, 1996). Pronto se hicieron visibles las influencias del término alemán *der Landschaft* en el concepto del paisaje y, en el siglo XIX a la definición se ha añadido "*el carácter de la región*", es decir su "*contenido*" (Schmithüsen, 1964; Olwig, 1996).

- Enfoque territorial

A finales del siglo XVIII y principios del XIX la representación estética íntimamente ligada a la imagen – la reproducción visual (González, 1985), y la percepción individual carece notablemente de importancia debido a que surgen nuevas formas de percibir y analizar la Naturaleza. Se empieza a estudiar el paisaje como un espacio tridimensional que hace referencia a un lugar preciso, es decir, se estudia en el sentido territorial. Esta tendencia surge dentro de la Geografía gracias a las investigaciones paisajísticas que empezaron por centrarse en los estudios de la superficie terrestre y en el desarrollo del concepto de la región. De este modo la Geografía del siglo XIX se perfila como una disciplina científica compleja con una metodología enfocada a la aproximación territorial/espacial (Bolòs, 1992) con el propósito de definir el paisaje como un fragmento de la Naturaleza teniendo en cuenta que el paisaje-territorio constituye *una porción de terreno o todo aquello que rodea al ser humano*.

El enfoque territorial se ha introducido en las ciencias ambientales por el geógrafo y naturalista alemán, Alexander von Humboldt (1769-1859), con el propósito de entender por paisaje *la suma total de las características de una región de la superficie terrestre*. Según este científico, la perspectiva territorial del paisaje sirve para identificar las dinámicas y procesos espaciales, así como las relaciones entre fenómenos con el propósito de establecer las leyes. Para von Humboldt, en cualquier estudio de terreno es necesario *reconocer la unidad en la inmensa variedad de los fenómenos y la regularidad de los fenómenos dentro de sus aparentes variaciones*. No obstante, en sus trabajos, von Humboldt buscaba siempre distinguir claramente la pura descripción de la Naturaleza, no sólo su aspecto, componentes y procesos, sino también su historia verdadera. Bajo esta perspectiva, el paisaje adquiere también una dimensión histórica, importante a la hora de estudiarlo. Cabe añadir que von Humboldt trataba la Geografía, según señalan Moraes (2002) o de Bolòs (1992) como ciencia sintética – *un método de la descripción empírica* procedente de la observación de la Tierra concebida como un *todo*. En este sentido, la porción de territorio (de tamaño suficientemente grande para ser una muestra representativa de la superficie terrestre) que constituía la síntesis de los procesos correspondía al fragmento del *Landschaft* (paisaje) y la disciplina que lo estudiaba a la *Landschaftskunde* (Ciencia del Paisaje) (Fernández, 2006). Cabe destacar que Alexander von Humboldt en sus estudios no se interesaba por lo único o singular sino por lo universal, lo constante y lo esencial que permitía formular las leyes que manejaban el funcionamiento de la Naturaleza. Por otra parte, aunque en sus investigaciones se centraba en el estudio sintético de

los rasgos físicos, consideraba también a los seres humanos como un elemento más de la Tierra.

A nivel práctico, Alexander von Humboldt aportó a los estudios del paisaje un nuevo método del análisis y la descripción del medio natural basado en la recopilación y comparación de datos. Se trata del “*empirismo razonado*” – método cuantitativo – que parte de la observación del paisaje. Su procedimiento corresponde a tres etapas. En primer lugar, se percibe una sensación que la Naturaleza transmite al ser humano. Esta etapa está ligada estrechamente al enfoque visual-estético, y así corresponde a la primera impresión subjetiva (percepción sensible). A continuación, el observador por medio de la información empírica recibida debería establecer las conexiones entre los elementos que prefiguraron el paisaje observado. Finalmente, a base de los dos etapas anteriores y la búsqueda de la relación causa-efecto, se produce una descripción general del paisaje estableciendo las leyes de distribución y combinación espacial de los fenómenos de la superficie terrestre (Moraes, 2002).

Otros geógrafos que contribuyeron al enfoque territorial en el estudio del paisaje fueron los geógrafos de la escuela alemana: Karl Ritter (1779–1859) quien enfatizaba más la importancia de la relación entre el medio físico y los seres humanos y su historia que de los fenómenos físicos *sensu stricto*, Friedrich Ratzel (1844–1904), creador de la Geografía Humana; un geólogo-geógrafo y principal representante de la escuela rusa Vasili Docucháyev (1846-1903) quien en su obra *Principio del análisis integral del territorio* orientó las investigaciones en el ámbito ruso; de la escuela francesa el precursor de la Geografía Regional: Paul Vidal de la Blache (1843-1918) quien afirmaba que el objeto de la Geografía debía centrarse sobre todo en la relación hombre-naturaleza bajo la perspectiva del paisaje. De esta forma, para algunos geógrafos lo más importante en los estudios sobre el paisaje era el análisis de la acción humana y, como señala Robic (1992) el concepto del “*género de vida*” evidentemente ayudaba a explicar las influencias del “*medio*” sobre el desarrollo de las sociedades humanas.

Hablando del enfoque territorial en el estudio del paisaje cabe aproximar un poco el concepto de la región-paisaje propuesto por la escuela francesa. Por región-paisaje se entendía una unidad territorial concreta que se caracterizaba por rasgos físicos singulares y por prácticas agrarias, económicas y culturales – productos de la adaptación del hombre al medio y del medio al hombre –. En resumen, se trataba de rasgos individuales y emblemáticos de una región que no se encontraban en otras y que por ser modelados históricamente explicaban la relación entre la civilización y su medio. De tal forma, la región-paisaje según señalan Rodríguez & Silva (2007), se consideraba como la

extensión espacial de ocurrencia de un mismo paisaje geográfico, que ha sido el resultado del trabajo humano en un determinado ambiente. En este sentido, Vidal buscando la individualidad de los paisajes por medio de las actividades humanas humanizó el concepto de la región-paisaje.

Para Ostaszewska (2002) ambas corrientes del concepto territorial son igualmente válidas pero notoriamente diferentes, puesto que la escuela alemana concibe el paisaje como un ente principalmente natural/territorial, mientras que la visión de la escuela francesa se hace más amplia y se aproxima más a o hacia la Sociología y la Antropología por medio de la Geografía Humana.

- Enfoque sistémico

A partir de la segunda mitad del siglo XX, el interés por conocer, definir y estudiar la estructura del paisaje se hace más visible. De este modo, al lado del concepto tradicional del paisaje (medio físico-región) y el dominio de las metodologías cuantitativas, las investigaciones geográficas sobre el paisaje se desplazan hacia el estudio de la complejidad de los componentes naturales y antrópicos por medio del análisis de su estructura, forma, funcionamiento y dinámica de los procesos (Forman & Gordon, 1986; Richling & Solon, 1996). Como punto de partida se proponen nuevas formas del análisis paisajístico relacionados con la percepción sistémica del medio ambiente que permiten examinar cada paisaje teniendo en cuenta su heterogeneidad y complejidad, y por otra parte se analiza la funcionalidad de cada una de las partes y del conjunto. De este modo, el estudio analítico de paisaje corresponde al análisis de las dinámicas espaciales y temporales, y al funcionamiento del paisaje formalizado en los términos de masa, energía y volumen. Así, para Rougerie & Béroutchachvili, (1994), *se reafirman las aproximaciones al paisaje más cercanas a las ciencias duras, físicas o matemáticas, que a las de las ciencias naturales.*

En resumen, por medio de la formulación de los modelos basados en la Teoría General de Sistemas presentada en los capítulos anteriores, posteriormente aceptada y modificada según las necesidades de la Geografía (Cholery & Kennedy, 1971; Gregory, 1980; Huggett 1980; Richling&Solon, 1996; Degórski, 2009), en los estudios paisajísticos se consolida el enfoque sistémico según el cual el paisaje (natural o humanizado) se identifica con un sistema territorial complejo y estructurado por los elementos heterogéneos, resultantes de las acciones e interacciones entre los componentes naturales y culturales, así como, por distintos procesos ecológicos (Mateo, 2002).

El paisaje es una realidad geográfica, la formalización del sistema que reposa en una estructura espacial y temporal. Al respecto, Forman & Gordon (1986) lo definen de la siguiente manera, *paisaje es un área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas relacionados entre sí.*

De acuerdo con esta corriente conceptual, Richling (1992) propone una definición general del paisaje concibiéndolo como *diversidad y el funcionamiento del medio ambiente que está compuesto por elementos que se articulan entre sí*, Zonneveld (1979, 1990), por su parte, afirma que el paisaje es *una parte del espacio sobre la superficie terrestre, la cual consiste en un complejo de sistemas, formado por la actividad de la roca, del agua, del aire, de las plantas, de los animales y el hombre y, por su fisonomía constituye una entidad reconocible* mientras que Rubio (1996) denota que el paisaje corresponde a *un sistema y no a un conjunto, donde todo está relacionado con todo y entre sí mismo*. De este modo, las investigaciones paisajísticas intentan reconocer cada heterogeneidad o variación dentro del paisaje. Se estudia con atención la funcionalidad de las partes por separado y del conjunto paisajístico concebido como un *todo*. No obstante, el paisaje considerado una unidad o sistema responde a una organización de la cual forman parte: el subsistema natural, que se estructura en los elementos abióticos y los bióticos, y el subsistema humano. Respecto a estas características, cabe admitir que dichos elementos que componen un cierto paisaje, según Forman & Godron (1986) pueden variar en su estructura, función y composición. Por esta razón, el enfoque sistémico constituye una herramienta importante a la hora de analizar los componentes por separado como *“análisis de las partes”* (Richling, 1992), sin que la fragmentación de la realidad en particularidades así como los conjuntos más complejos sean excluidos.

Partiendo del principio de que el paisaje, concebido como un sistema, es el resultado de la interacción e interrelación de dos subsistemas: el natural y el social, Rubio (1996) indica que *a cualquier estudio del paisaje se debe aplicar bases del conocimiento científico real y puro de la Teoría General de Sistemas, para llegar a comprender la verdad de la naturaleza y del ser humano junto con sus acciones y obras*. A continuación, el mismo autor resumiendo el concepto, propone una definición adicional del paisaje concibiéndolo *una imbricación de natura y cultura en un sólo sistema*.

No cabe la menor duda, que la perspectiva de paisaje como el complejo de elementos naturales y humanos que procede de la Geografía, a su vez, integra aspectos ecológicos. En este sentido el paisaje según Muñoz (2002), es *comparable al ecosistema*

con la expresiva diferencia de que en el paisaje se hace más énfasis en el soporte físico, es traducción espacial y concreta de un ecosistema.

El enfoque sistémico está evidentemente relacionado con el desarrollo de la Ecología del Paisaje (*Landscape ecology*) que nace de un estrecho vínculo entre la Geografía y Ecología. Gracias a las aportaciones de ambas ciencias Ecología del Paisaje con frecuencia se denomina Geoecología (Richling, 1992), y según Forman & Godron (1986), el objetivo fundamental de esta ciencia abarca *el estudio, la identificación de los patrones de heterogeneidad espacial, su caracterización y los cambios a través del tiempo.*

En esta línea, Forman & Godron (1986) denotan que en el estudio de paisaje es importante no sólo el lugar o su imagen panorámica, sino su forma estructurada, su funcionalidad y el cambio a lo largo del tiempo. Por lo tanto, la interpretación del paisaje desarrollada desde la Ecología del paisaje se fundamenta en dos aproximaciones. Por un lado, se estudia el paisaje, como un fragmento de la Naturaleza (método fisonómico), y por el otro, se identifica el paisaje según sus rasgos estructurales-morfológicos y a la vez funcionales (método estructural) (Vink, 1983; Zonnenveld, 1990). De modo que, la Geoecología considera el paisaje una expresión de múltiples relaciones que existen en un fragmento de la superficie terrestre y, en relación con estas consideraciones, como señala Naveh (1984) el paisaje se debe estudiar de acuerdo con la *dinámica de sus elementos y sus relaciones, reconociendo una organización jerárquica de la Naturaleza, cuyas entidades concretas espacio-temporales requieren una interpretación holística, ya que en el paisaje se hallan superpuestos elementos de diferentes estados de desarrollo natural y social.*

En el desarrollo de la Ecología del paisaje influyen dos escuelas, la escuela europea – asociada a la escuela alemana y países de la Europa del Este –, y la anglosajona, formada a inicios de los años ochenta del s. XX en los Estados Unidos y Australia. La primera, afirma que los estudios solamente descriptivos no son suficientes en cuanto al estudio del paisaje y, asimismo, busca las formulaciones más globales (Troll, 1950, 1971; Naveh, 1984; Vila *et al.* 2006).

En el ámbito europeo, al desarrollo del enfoque sistémico en la ciencia del paisaje contribuyen, de forma notable, los trabajos de varios científicos, entre ellos, C. Troll, E. Neef, V. Sochava, que en el año 1963 introdujo el concepto de geosistema, G. Bertrand, A.G. Isachenko, G. Ruogerie, N. Beroutchachvili, entre otros, quienes han ido incorporado nuevas concepciones en cuanto al estudio del paisaje y medio ambiente

elaborados sobre la base de la T.G.S. y de fundamentos ecológicos, y así orientaron el concepto del paisaje como “proyección del geosistema” (Santos y Gandes, 2002).

Es preciso admitir que varios estudios de la escuela europea tienen sus orígenes en el concepto del paisaje propuesto por Troll (Bocco, 2003, Turner 2005) que abarca la siguiente definición:

el paisaje geográfico es una parte de la superficie terrestre con una unidad de espacio que, por su imagen exterior y por la actuación conjunta de sus fenómenos, al igual que las relaciones de posiciones interiores y exteriores, tiene un carácter específico, y que se distingue de otro por fronteras geográficas naturales. [Troll, 1950, p.165].

A su definición, en los estudios posteriores Troll (1971) añade que *el paisaje es un estudio de las relaciones físico-biológicas, que gobiernan las diferentes unidades espaciales de una región*. Por su parte, Sochava (1978) lo define como *la forma e imagen del geosistema, complejo territorial con organización, estructura y dinámica* en cambio Bertrand (1968, 1978), concibe el geosistema como un sistema integral de relaciones entre los componentes abióticos, bióticos y antrópicos.

Los componentes físicos de la geosfera (rocas, suelos, agua entre otros), según Bertrand (1978), constituyen el sustrato para el componente biótico, es decir, la biosfera (flora, fauna, seres humanos), y a ambos se agregan los artefactos, instrumentos y medios que la humanidad ha utilizado para modificar su entorno. Para este autor, los estudios paisajísticos deben ir encaminados a la percepción del medio geográfico en su globalidad y a la aceptación de varias interacciones e interrelaciones de sus componentes (Frolova, 2002; Frolova & Bertrand, 2005). Estas aportaciones a los estudios paisajísticos muestran que, a diferencia del análisis paisajístico de los naturalistas, los estudios geosistémicos no sitúan su análisis en la región natural, ni tampoco en unidades estructurales o biomasa de zonas ecológicas, sino que la comprensión de la realidad ecológica y cultural se sitúa en las unidades geográficas globales denominadas “unidades de paisaje” (Kondracki & Richling, 1983; Jardí, 1990; Richling & Solon, 1996; Pérez-Chacon *et al.* 2002). Éstas son productos del medio natural y las actividades humanas. Así, según Santos y Gandes (2002), el paisaje se convierte en *un factor interviniente en la determinación de la capacidad y la fragilidad del territorio para el desarrollo de las actividades humanas*.

En cambio, la escuela anglosajona enfoca sus estudios en las técnicas analíticas enfocadas, a su vez, en la evolución del potencial del medio y su representación geográfica. De esta forma, reemplaza la metodología fisiográfica por la analítica del

paisaje estudiado como sistema y como una entidad holística (Zonneveld, 1979; Urban *et. al.* 1987; Turner, 2005). En sus estudios busca también relaciones entre la heterogeneidad paisajística y ecología de los procesos (Urban *et. al.* 1987; Turner, 2005). Por otra parte, incluye en la metodología las relaciones sociales de acuerdo con las formas de ocupación y también toma como base los conceptos del paisaje desarrollados por Troll (1950, 1971), sobre todo, en relación con las variaciones verticales y horizontales (Flórez, 2005).

En efecto, el paisaje geosistémico concebido como un sistema abierto y dinámico cuyo equilibrio es fruto de cambios incesables y cuyo origen está en la Naturaleza y en las relaciones que las sociedades establecen con ella, según Richling (1992), muestra diferentes propiedades de las cuales la más importante es su complejidad. Cualquier paisaje entendido de esta manera se estudia a través del modelo paisajístico, que según afirman Kondracki & Richling (1983) corresponde a *una parte de la epigeosfera que está expuesta por sus complejos geocomponentes que están en relación entre sí* y, a través de estos geocomponentes se intenta caracterizar, de manera detallada, aquello que se estudia.

Para Gómez (1985) *el paisaje es el resultado de la agregación de los caracteres físicos del medio físico, de los rasgos físicos del medio biótico más la huella física de transformación humana*. De modo que, el paisaje es un espacio físico determinado por los tres siguientes factores: el proceso de percepción sociocultural, el desarrollo de actividades socioeconómicas y su interrelación, como elementos determinantes que presionan la estructura físico-natural de los espacios y los paisajes rurales (Sánchez & Ayala, 2006).

No obstante, a través del análisis paisajístico del geosistema, sus características, funcionamiento y problemáticas (Bertrand & Dollfus, 1973, Tricart & Kilian, 1982, Farina, 1998), y en función del fuerte desarrollo antrópico, los estudios del paisaje se han tenido que enfrentar a la existencia de los paisajes cada vez más antropizados. Según Perelman (1997), *un medio natural fuertemente condicionado por las actividades socioeconómicas, aparece como paisaje, transformado por los factores socioculturales*. De ese modo, el paisaje no reside sólo en la Naturaleza, sino en la historia, estructura social y cultural. Estas tendencias se refieren al cuarto enfoque paisajístico, es decir, al enfoque cultural, antrópico o, debido a que el paisaje se considera el *escenario de la actividad humana* este enfoque también se denomina humano (Laurie, 1970).

- Enfoque antrópico

Gracias a las aportaciones científicas de Friedrich Ratzel (1844-1904), posteriormente de Otto Schlüter (1872-1959), fundador de la Geografía Urbana, y Carl Sauer (1889-1975), principal geógrafo de la escuela de Berkeley, la transformación antrópica del paisaje natural se ha analizado bajo un concepto dualista que considera el hombre y la Naturaleza como dos componentes excluyentes. Según Gell-Mann (1995), el dualismo en sus principios estudia la relación *naturaleza contra la sociedad* y, posteriormente, en función del desarrollo de las tecnologías que aumentan el grado de control e influencia del hombre sobre los procesos naturales, pasa a ser la relación *sociedad contra la naturaleza*. De modo que, en la evolución del concepto del paisaje, primero aparece el término del paisaje primitivo (no percibido y tampoco intervenido por el ser humano) y del natural (percibido pero sin actuaciones antrópicas), posteriormente, sin embargo, se le da más importancia al concepto de paisaje cultural o humano identificado como una expresión de las actuaciones de la sociedad humana articulada con sus tecnologías sobre la Naturaleza (González, 1985; Glück & Magel, 1990; Mansvelt & Stobbelaar, 1995; Turri, 2003). En sus planteamientos Gell-Mann (1995) señala que, debido a un conjunto de factores antrópicos, dichas tecnologías pueden ser tanto livianas como agresivas. Por su parte, Otto Schlüter en sus estudios identifica el paisaje con *el resultado de la acción de los pueblos sobre el medio natural* (James & Martin, 1981). En esta línea de pensamiento Glück & Magel (1990) añaden su definición según el cual paisaje es *el resultado de la acción del hombre sobre la naturaleza próxima*.

En la búsqueda de la propia naturaleza del paisaje, siempre existían unas discrepancias en la formulación de este término debido a su complejidad. Por esta razón, el tema principal del *Congreso Internacional de Geografía* celebrado en Amsterdam en 1938 fue, precisamente, *“el paisaje”*. No obstante, el paisaje fue examinado con el propósito de clarificar su concepto general, así como, establecer una metodología apropiada para su estudio. A pesar de que la complejidad del problema examinado ha sido imposible de solucionar, se ha establecido una generalización básica del paisaje propuesta por Carl Sauer, pionero del análisis morfológico de los paisajes antrópicos. En sus estudios Sauer (1925) profundizaba el análisis de las transformaciones del paisaje natural en cultural (debido a la acción del ser humano), y estudiaba la relación cambiante entre el hábitat y los hábitos. Según Sauer (1925), todos los paisajes se clasifican como *paisajes naturales o culturales*. Los primeros, los plantea como paisajes escasamente modificados por las actividades antrópicas, mientras que los paisajes culturales

corresponden a los productos finales de las actividades humanas debido a que el hombre es el factor morfológico más importante de los paisajes terrestres. Su definición clásica a presenta de la siguiente manera:

El término paisaje se utiliza para denotar el concepto unitario de la geografía y para caracterizar la peculiar asociación de hechos. En algún sentido es un término equivalente a los de área y región. Área es, efectivamente, un término no específicamente geográfico. Región implica, al menos para algunos geógrafos, un orden de magnitud. El término inglés landscape es el equivalente del término alemán [Landschaft] y los geógrafos lo utilizan estrictamente con el mismo significado, aspecto del territorio, en cuyo proceso de configuración es impensable que intervengan solamente elementos físicos. Así podría ser definido [el paisaje] como un área configurada por una asociación de formas físicas y culturales Sauer [cf. Agnew et al. 1996, p. 300].

Al referirse a los paisajes naturales y culturales, se presentan a continuación dos propuestas, la primera de Flochler-Hauke (1953) que explica el concepto del paisaje natural, y la segunda de Sauer (1925) que define el paisaje cultural.

Bajo el término paisaje natural (...) entenderemos paisajes naturales delimitados por conceptos fisiogeográficos, donde el hombre no ha influido lo suficiente para transformarlo en paisaje cultural, se trata en general de paisajes apartados que se encuentran en el límite de las regiones habitadas actualmente. Este paisaje natural no debe ser confundido con el paisaje primitivo que forma una región todavía no influenciada de ninguna manera por el hombre y que actualmente solamente existe en pocas zonas, como por ejemplo: regiones polares y selvas tropicales. En el sentido más estricto entenderemos bajo este término el paisaje que existió en el lugar de un determinado paisaje cultural antes de haber sido transformado en él mismo. [Flocher-Hauke, 1953, p.12].

El paisaje cultural es formado de un paisaje natural por un grupo cultural. La cultura es el agente, el natural es el medio, el paisaje cultural es el resultado. Bajo la influencia de una cultura dada, también cambiante a través del tiempo, el paisaje se desarrolla, pasa a través de diferentes etapas, y probablemente, alcanza las fases finales de su transformación [Sauer, 1925, p. 343].

En lo que concierne al paisaje cultural, es la proyección cultural de una sociedad en un territorio determinado y no sólo en lo que corresponde a su dimensión material, sino también a su dimensión perceptiva. De esta forma, Sauer y otros geógrafos de la escuela de Berkeley vuelven a la idea de paisaje concebido como una imagen de un territorio (enfoque visual), un lugar concreto que se caracteriza por su cultura coherente y estable. Tal noción del término “paisaje cultural” implica una constancia gracias a la cual cada paisaje depende del observador y de su ubicación relativa respecto al ambiente percibido. Milton (1997) define este aspecto de la siguiente forma, es decir, *paisaje cultural existe en tanto en cuanto el hombre lo percibe y sin el hombre no existiría nada más que la Naturaleza*. Por tanto, el observador no sólo es un simple componente de la sociedad o un resultado de desarrollo cultural de esta sociedad sino, cabe señalar

que el hombre es un elemento más del geosistema y manifiesta su capacidad para adaptarse al mismo y para transformarlo según sus necesidades. En resumidas cuentas, *el paisaje es el ambiente que un individuo utiliza y percibe o también la interfaz entre un ser humano y su entorno* (Varela, 1999).

Las tendencias actuales, presentes en las ciencias del paisaje se modelan a base de los cuatro enfoques paisajísticos mencionados. De tal forma, se intenta integrar la realidad físico-humana que, indudablemente, corresponde a unidades multidimensionales integradas por componentes de la geosfera, la biosfera y la noosfera (Tress & Tress, 2001). Como resultados de procesos naturales y culturales, los paisajes reflejan la evolución de las complejas interacciones entre estas diferentes esferas.

Bajo estas consideraciones, el análisis actual del paisaje se puede fundamentar, tomando como base las tendencias naturalistas dominantes en la Geografía hasta Humboldt (1808), quien plantea la unidad del mundo, posteriormente, se apoyan en la metodología propuesta por Troll (1963), quien a los estudios espaciales horizontales introduce la dimensión funcional horizontal. También se incorpora el concepto de geosistema de Sochava (1963), incluyendo las aportaciones de Bertrand (1968). Finalmente, al análisis debe añadirse los planteamientos de la geografía cultural cuyo concepto, tal y como los anteriores, han sido expuestos en el apartado anterior.

La unión de estas aproximaciones constituye la teoría del paisaje integrado, que estudia el paisaje como una entidad espacial, perceptible, mental, temporal y como un nexo entre la Naturaleza y la cultura humana, en fin, como una entidad compleja.

El concepto de paisaje integrado fue introducido en las ciencias ambientales en 1968 por George Bertrand quien sostenía que:

(...) el paisaje no es la simple suma de elementos geográficos separados sino que es – para una cierta superficie espacial – el resultado de las combinaciones dinámicas, a veces inestables, de elementos físicos, biológicos y antrópicos, que engarzados dialécticamente, hacen del paisaje un cuerpo único e indisoluble en perpetua evolución. La dialéctica tipo-individuo es el fundamento mismo del método de investigación [Bertrand, 1968 p. 25].

Sin duda, los esfuerzos enfocados a la unificación del término paisaje se apoyan en un cierto tipo de análisis, tomando como la base los planteamientos del enfoque sistémico y aportaciones interdisciplinarias vinculadas con las relaciones existentes entre la cultura y el medio con el que interactúa. La definición de paisaje propuesta por Bertrand ya ha sido ampliada por Rodríguez (1991) quien afirma que:

El paisaje es un elemento del medio natural, síntesis del territorio (factores físicos y biológicos) y de la acción humana que se percibe o interioriza, valorando aspectos como la estética, escasez, interés histórico o cultural, valor científico o ecológico, insustituibilidad y fragilidad, u otros. Se trata de un recurso natural no renovable y generalmente de difícil reversibilidad, de ahí, la gran importancia de preservar o minimizar los efectos de posibles actuaciones "contaminantes del paisaje" [Rodríguez, 1991, p.13].

En resumen, el paisaje desempeña un papel importante de interés general en varios campos, estético, ecológico, medioambiental y social, que constituye un recurso favorable para la actividad económica y que su protección, gestión y ordenación pueden contribuir a la creación de empleo. El *Convenio Europeo del Paisaje* que tuvo lugar en Florencia el 20 de octubre de 2000, declara que *el paisaje designa cualquier parte del territorio, tal y como es percibido por las poblaciones, cuyo carácter resulta de la acción de los factores naturales y/o humanos y de sus interrelaciones* (Art.1 del Capítulo I del Convenio Europeo del Paisaje, 2000). Por lo tanto, la definición de paisaje incluye tres aspectos fundamentales:

- la dimensión física (el paisaje es el territorio)
- la dimensión subjetiva y cultural (es una porción de territorio, pero sin olvidar los valores subjetivos que el ser humano le atribuye)
- y, finalmente, la dimensión temporal/causal (el aspecto del paisaje como resultado de la interacción entre el hombre y la Naturaleza).

Generalmente, el análisis integrado del paisaje tiene por objetivo aproximarse a la complejidad del espacio geográfico, (...) *superando la mera visión de suma de elementos yuxtapuestos* (Cáncer, 1994). Por tanto, *la visión vertebrada del paisaje por la geografía moderna agrupa la perspectiva científica, explicativa y la perspectiva cultural, comprensiva, con la que se adentra en el mundo de las cualidades, de los valores y de los significados* (Ortega, 2006).

1.3.2. Paisaje, un recurso natural concebido como el instrumento multiestructural aplicado al estudio de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) clasificados según las categorías del manejo establecidas por la UICN.

Según lo señalado en el apartado anterior, el paisaje es una parte integrante del ambiente, por lo cual, abarca los recursos naturales abióticos y bióticos, así como los bienes que componen el patrimonio natural y cultural. La consideración del paisaje como un recurso natural hace visible que el paisaje posea sus propios valores geológicos, morfológicos, ecológicos, climáticos, estéticos, culturales, científicos y educativos, que

se convierten en los motivos principales de su gestión, protección, conservación o restauración en el caso de cualquier alteración producida en él. Además, el carácter excepcional y la fragilidad paisajística de varias áreas, así como el ritmo de cambio en su estructura y funcionamiento proporcionan la importancia de la aplicación de nuevos modelos que exigen una gestión activa y adaptativa. En algunos aspectos, tal gestión, protección y conservación concierne los paisajes naturales, en otros, culturales.

Por paisaje natural se entiende *un conjunto estable de componentes naturales socialmente percibido como relevante y jurídicamente tutelado* (Mateo, 2002). Por su parte Dunn (1974) afirma que el paisaje natural es *un complejo de interrelaciones derivadas de la interacción de roca, agua, aire, plantas y animales* mientras que Berque (1995) plantea que *el paisaje no es una cosa en sí, sino un atributo de una determinada relación con las cosas*. En cambio, para Viñals (1999), es *el espacio que no ha sido objeto de intervención humana, su evolución es espontánea y depende del ambiente natural originario*. En resumidas cuentas, el paisaje natural es una manifestación del territorio integrada por formaciones físicas, biológicas, así como las zonas ecológicas que constituyen el hábitat de especies animales y vegetales, o bien zonas naturales. Todas las zonas que forman el paisaje natural se caracterizan por un alto valor estético y científico. Sin duda, aprender a interpretar un paisaje es tarea complicada, si se pretende exprimir toda la información posible que pueda contener. Debido a esta cuestión, siguiendo a Richling & Solon (1996), es preciso mencionar que la interpretación de un paisaje natural se limita a conocer los elementos que lo constituyen, sus componentes y las interacciones entre ellos.

En síntesis, el paisaje es una realidad multiestructural, es decir, a la vez espacial, estética, ambiental, sociocultural, y territorial. A base de estas características, el paisaje debe analizarse como una estructura física del territorio (valor espacial), como una expresión visible de las cualidades ambientales de un espacio que para Gómez (1985, 2002) se relaciona con la percepción de un espacio determinado desde la perspectiva cultural e incluso emocional del observador (valor ambiental o estético), como el recurso natural para ciertas actividades humanas (valor sociocultural), y como un componente territorial que se caracteriza por varias funciones específicas (valor territorial). De tal manera, el análisis paisajístico constituye un instrumento multiestructural que está orientado a la caracterización integral del espacio y que toma como base los planteamientos paisajísticos presentados en los capítulos anteriores que se proponen desde la Geografía Física. La aplicación de tal concepto de análisis paisajístico permite obtener la información compleja sobre los elementos paisajísticos

e interacciones, influencias sobre aspectos de producción de recursos y dinámica de procesos y, de este modo, establecer las medidas de gestión y conservación de la biodiversidad y aspectos de la calidad visual de estos paisajes.

Alrededor de esta reflexión es preciso señalar que la ciencia del paisaje, trata los espacios naturales tanto en el contexto general, como en el contexto específico en el que se llega a estudiar cada uno de sus componentes a lo largo de su extensión *analizando así el detalle, para nuevamente conjuntarlos y devolverle la vida al “todo” paisajístico* (Urquijo & Barrera 2009). En los últimos años, los investigadores han valorado, el enfoque sistémico, presentado en los capítulos anteriores, considerándolo como “*un método base*” adecuado para los estudios ambientales, sobre todo para los estudios de la fisonomía y estructura paisajística concebida como el resultado de los procesos que tienen lugar entre los componentes naturales y antrópicos. El análisis sistémico de paisaje tiene también muchas aplicaciones en cuanto a la ordenación y protección del medio ambiente; constituye una expresión dinámica, funcional y sistémica que puede jugar un papel importante en establecer las medidas de protección y gestión de varias áreas.

Sin duda alguna, a pesar de la multitud de corrientes y tendencias, el concepto del paisaje, se identifica tradicionalmente con la Naturaleza. Por esta razón, la consideración clásica del paisaje, que básicamente, lo concibe como un escenario de actividades antrópicas se ha dejado atrás a favor de considerarlo actualmente un recurso natural en sí mismo, lo que permite aplicar el paisaje como instrumento multiestructural apropiado al análisis de la Naturaleza de las áreas protegidas, por ejemplo, de los espacios de interés natural.

Cuando se caracteriza el paisaje como un recurso natural, en primer lugar se hace referencia solamente a los sistemas naturales (ecológicos y biogeográficos) que distinguen un espacio natural de otro. Estos espacios se caracterizan por tener un alto grado de naturalización y en los que la antropización es escasa. No obstante, las áreas naturales cuentan con una serie de valores naturales y paisajísticos.

Un aspecto importante que se observa durante el proceso del análisis del paisaje natural es la presencia del factor antrópico. Actualmente, debido a un fuerte y rápido desarrollo humano, los paisajes naturales sufren los efectos de la antropogenización, que consisten en la modificación de su estructura, funcionamiento y dinámica, e incluso en la modificación de las tendencias evolutivas del paisaje original. A pesar de que el paisaje, por mucho que sea transformado, queda como parte de la Naturaleza, y

sigue subordinando a las leyes naturales (Preobrazhenskiy *et al.* 1988), se hace visible que varias modificaciones provocan que cuando se va a estudiar como recurso natural, el estudio no se debería limitar exclusivamente a los espacios “*stricte*” naturales. Por esta razón, se tiene que tomar en cuenta también las áreas naturales semi-transformadas en las que la presencia de las actividades humanas en el medio ambiente, ha ocasionado la formación de un espacio semi-antropizado a nivel del paisaje. Por su parte, González (1989) señala que (...) *algunos paisajes constituyen un cúmulo de experiencias de la comunidad humana, en su relación con el entorno natural, por lo que deben ser considerados como un patrimonio histórico que hay que respetar.* En esta línea, Mateo (2002) destaca que el paisaje es *la traducción concreta de un geosistema, de un ecosistema humano y de un espacio geográfico.*

El estudio del paisaje natural va, por tanto, relacionado con las áreas naturales, con su evolución y también con su transformación que cuenta con una naturaleza dual, dado que es entendida, a la vez, como la consecuencia de procesos naturales o como resultado de la intervención humana sobre ellas.

No cabe ninguna duda que los primeros esfuerzos de conservación de la Naturaleza se basan en la contemplación de la belleza escénica del paisaje y en la percepción estética sin tener en cuenta los aspectos integrales, las necesidades de equilibrios biológicos o la intangibilidad (Sánchez, 1990). Gradualmente, el reconocimiento de los problemas ambientales, la disminución de la superficie de carácter natural, así como el análisis integrado de las relaciones que se establecen entre la actividad humana y el medio natural han impulsado las políticas ambientales para establecer figuras de protección mejor adaptadas a las características y el funcionamiento de las áreas naturales que, finalmente, han dado por resultado la unificación de las normativas ambientales, programáticas e instrumentales. Numerosos gobiernos nacionales, provinciales y locales, así como las organizaciones ecologistas a escala internacional participan en los proyectos y establecen convenios enfocados a la protección y mantenimiento de la Naturaleza. Actualmente, la organización responsable en esta materia que une todos los esfuerzos institucionales es *la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, en inglés: IUNC)* que, a través de *la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMAP)*, desde hace más de un cuarto de siglo proporciona orientación y asesoramiento sobre los principios y objetivos de manejo, fundamentalmente discutidos y difundidos en los *Congresos Mundiales de Áreas Protegidas que cada diez años se realizan desde 1962 (UICN, 1964 en UICN 1994).* Dichos esfuerzos institucionales hacen referencia a las áreas naturales más

representativas de su territorio y de mucho valor ecológico a los denominados **Espacios Naturales Protegidos (ENP)** que, en realidad, constituyen una forma destinada para mantener la biodiversidad de las especies, los ecosistemas, los bancos genéticos silvestres, así como, para hacer accesible el uso recreativo, científico o educativo de recursos naturales particularmente limitados en estos espacios. Dicho de otra forma, los ENP son las demarcaciones administrativas en las distintas escalas (internacional, europea, estatal y regional) establecidas con la finalidad de proteger de manera permanente el patrimonio natural y cultural.

Antes de presentar la figura del Espacio o Paraje de Interés Natural (EIN), y clarificar la función que en éste tiene el paisaje entendido como el indicador de estado de la protección y conservación de la Naturaleza, es necesario hacer una aproximación al concepto general del ENP. Este acercamiento consiste, en primer lugar, en definir lo que se entiende por el espacio natural y cuáles son sus características y funciones, y posteriormente, en presentar las categorías internacionales que aparecen a lo largo del tiempo bajo la filosofía de la conservación de la Naturaleza.

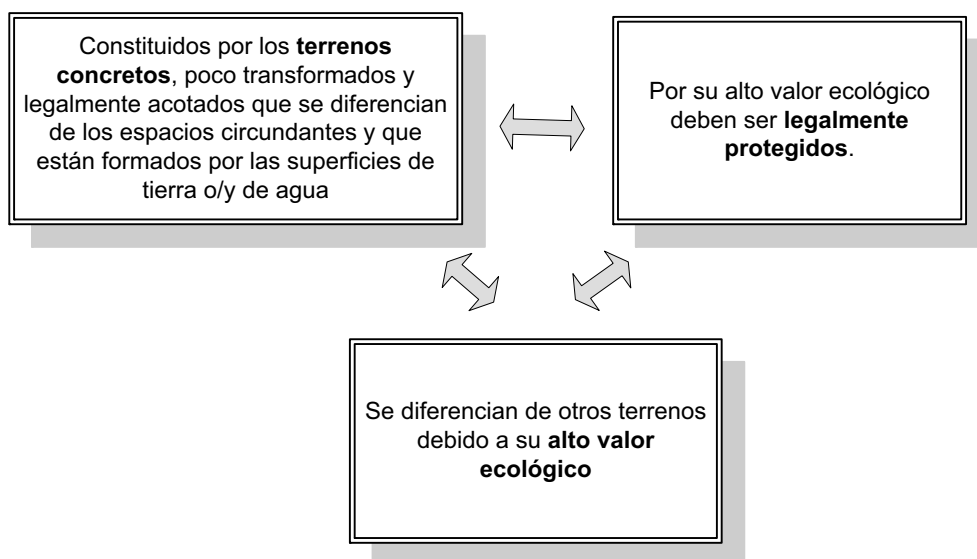
A pesar de que el término *espacio natural* tiene varias interpretaciones, unas más precisas otras más globales, en este estudio la definición más adecuada es la que ha sido propuesta por *la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)* y que identifica el espacio natural con *una superficie de tierra o agua que forma una unidad ecológica de importancia para su conservación a nivel autonómico y/o estatal, independiente de que se presente algún tipo de protección legal o no* (UICN, 1994). También se toma en consideración la propuesta más actual de la expresión *espacios naturales* que fue presentada durante el *IV Congreso Mundial de Parques Nacionales y Áreas Protegidas*, celebrado en 1992 en Caracas, Venezuela (UICN, 1994). De acuerdo con la definición propuesta el espacio natural es *un área (marina o terrestre) destinada a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, y de los recursos naturales y culturales asociados a ella, designada a través de los medios legales adecuados*.

En base a estas definiciones se hacen visibles las tres características básicas de los espacios naturales que son las que se muestran en el esquema de la Figura nº9.

Según Buzo & Gonzalo (2002), las características extraídas de la definición de la UICN son estrechamente relacionadas y dependientes de sí, ya que la necesidad de delimitar los espacios naturales surge cuando se les intenta proteger legalmente y, por otra parte, se les intenta proteger porque son de gran importancia ecológica. No obstante, la importancia que, desde el punto de vista ambiental, poseen los

espacios denominados “*naturales*” se encuentra íntimamente ligada a los principales planteamientos conservacionistas que optaron por proteger, en primera instancia, aquellos espacios que presentan un alto valor paisajístico, geológico, ecológico, florístico, faunístico, etc., definidos por Ojeada (2005) como *paisajes considerados como especialmente singulares por su belleza o riquezas biológico-naturales* y, a su vez, los que tienen un mayor índice de riesgo de modificación de su equilibrio, deterioro de su estado de alta naturalidad y/o peligro de extinción de especies de fauna y flora autóctonas. Tales características de los espacios naturales, en el ámbito europeo, recoge, sistematiza y amplía la *Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres)* adoptada en 1992 por los países miembros de la UE. Respecto a los espacios naturales, la *Directiva de Hábitats* los define como (...) *hábitats naturales* equivalentes a *las zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales* (Art.1 de la Directiva 92/43/CEE).

Figura nº9. Los principales elementos característicos de los espacios naturales.



Fuente: *Elaboración propia*

En lo que concierne a la protección de los espacios naturales a nivel internacional, al principio, los objetivos eran mayoritariamente enfocados a la protección de espacios naturales continuos y en contra de la caza. La idea de protección del medio ambiente que nace en Europa a principios del siglo XX fue dictada por la preocupación ante la transformación de todos los ecosistemas, sobre todo los más extraordinarios (naturales

y silvestres). Con el tiempo y, en función del desarrollo de las políticas ambientales, así como de la mayor consciencia de un peligro de desaparición de varias áreas que, por su interés o singularidad merecen la aplicación de un marco de protección, a los aspectos naturales se les suele añadir los de interés patrimonial, entre ellos, arqueológico, etnográfico, cultural, etc.. Paralelamente, se aprecia los espacios naturales como las zonas imprescindibles para el bienestar de los seres humanos. Y, a pesar de que no se modifica la esencia de la noción, puesto que continúa la idea de proteger los espacios naturales con una finalidad de (...) *dotar un régimen jurídico diferente al del espacio circundante, de tal manera que quedan limitados o prohibidos algunos usos y prácticas dentro del perímetro definido, con el fin de conservar el medio natural y llevar a cabo una gestión integral mediante instrumentos planificadores específicos para estos espacios* (Plan de Ordenación de Recursos Naturales, Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), BOE. núm. 74, de 28/03/1989), con mayor frecuencia se toma en consideración los valores espirituales que proporcionan un espacio para la recreación, creación de varios sentimientos de bienestar y la estimulación de los sentidos.

El continente europeo presenta una muy elevada densidad de población y urbanización y, por esta razón, es cada vez más difícil encontrar en él los espacios que puedan ajustarse a la idea de los espacios naturales. Teniendo eso en cuenta, la protección, restauración y mejora de la calidad del medio ambiente, mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres constituyen un objetivo esencial de las políticas ambientales de la UE.

Respecto a las funciones de los ENP Díaz (1973) las identifica con tres grupos de intereses vinculados a la conservación de la Naturaleza que son los siguientes: disfrute del entorno, reconocimiento de la importancia de procesos físicos y/o ecológicos y mantenimiento de recursos que permitan el bienestar humano.

En cambio, Tolón & Ramírez (2002) afirman que los ENP deberían cumplir un conjunto de cinco funciones que se agrupan en las categorías siguientes:

- ✓ Función de protección y conservación del medio biofísico y cultural
- ✓ Función científica y de investigación
- ✓ Función educativa
- ✓ Función recreativa
- ✓ Función socioeconómica

Según estos autores la función protectora es la más importante que ha de cumplir un ENP puesto que sirve como un instrumento preventivo de la ordenación territorial impidiendo las influencias antrópicas, por ejemplo, la dispersión urbanística, la transformación del uso del suelo, así como, las construcciones industriales. La Naturaleza requiere la protección a partir del momento que la intervención antrópica amenaza el estado original de los paisajes naturales o provoca la extinción de las especies animales o vegetales. En este contexto, la función protectora, ya que en sus objetivos no incluye realizar ningún tipo de actuación, va acompañada por las funciones de conservación que consisten en mantener la singularidad del paisaje mediante actuaciones que aseguren la existencia de los procesos ecológicos, la permanencia de los hábitats y las poblaciones de fauna y flora, así como, según añaden Tolón & Lastra (2008), el mantenimiento de los recursos históricos y culturales asociados a los ENP.

Actualmente, a través de la función socioeconómica, educativa y recreativa denominada también turística, se vincula los ENP con el desarrollo sostenible. De tal forma, se promueve el mantenimiento de actividades económicas beneficiosas para el territorio sin dejar de controlar y reducir las actividades lesivas para ciertas especies. Por otra parte, se facilita el uso público de los ENP por medio del desarrollo de varias instalaciones y/o servicios recreativos y, para cumplir la función educativa, se elaboran los programas de educación ambiental relacionados con la temática vinculada a la protección, conservación y restauración del medio ambiente.

Debido a la variedad y complejidad de los espacios naturales, la protección se realiza mediante el otorgamiento de un estado especial y de mayor importancia en cuanto a la conservación de la biodiversidad de las especies de fauna y flora definido en la legislación ambiental vigente. De tal manera, las autoridades competentes asignan a los ENP las categorías o figuras de protección adecuadas a cada caso en particular, de modo que conceden este espacio al objeto de protección y conservación, donde se acepta mayor o menor posibilidad de uso en su interior.

Según Buzo & Gonzalo (2002), la clasificación de espacios naturales se hace a través del grado de la naturalidad del territorio lo que Ojeada (2005) define como *la proximidad al estado ecológico de clímax, entendido éste como representación teórica del medio natural no modificado por el hombre*. En este sentido, los espacios naturales ya que, a menudo, presentan un estado más próximo al estado de “clímax”, se encuentran en terrenos donde la presión antrópica ha sido limitada o separada de ellos, o puede ser relativamente reciente. Tal y como afirman Buzo & Gonzalo (2002), estos

factores han permitido la conservación de los espacios naturales hasta el momento de su declaración como espacios protegidos.

A consecuencia de la gran diversidad de las legislaciones ambientales y la variedad de figuras de protección declaradas a lo largo del tiempo, se ha manifestado la necesidad de unificar y reducir el número de categorías de manejo, así como, declarar varios convenios y acuerdos internacionales en materia de creación de un sistema mundial de los ENP. Bajo estas consideraciones, la UICN publicó en 1978 el *Informe de la Comisión de Parques Nacionales y Áreas Protegidas (CNPPA)*, a fin de establecer la homogenización de las categorías de protección a nivel internacional, reducir el número de las categorías ya existentes, buscar las analogías entre ellas y definir de forma más precisa los criterios y objetivos que tienen que cumplir, lo que en efecto ha permitido la equiparación entre las áreas protegidas declaradas anteriormente. Como punto de partida, se ha propuesto un sistema preliminar, que agrupaba todas las figuras en diez clases elementales, denominado el *Sistema de Categorías de Manejo de Áreas Protegidas* (IUCN, 1978). Según esta propuesta, los ENP han sido reconocidos y categorizados en función de los objetivos de manejo y los valores paisajísticos, geológicos, ecológicos o culturales que han sido el motivo principal de su declaración como áreas protegidas. Las diez categorías reconocidas por la UICN en el año 1978 y los objetivos para los que son manejadas se presentan en la Tabla n°1.

A pesar de que *el Sistema de Categorías de Manejo de Áreas Protegidas* declarado en 1978 constituía un marco de referencia de primer orden, pronto apareció la necesidad de revisarlo con el propósito de adoptar nuevas categorías de manejo por medio de las cuales se buscaba la compatibilidad entre la conservación de la biodiversidad y la presencia humana (UICN, 1994). Bajo estas consideraciones, se ha iniciado con la Cumbre de Río de Janeiro (1992) un proceso de integración de las políticas internacionales de conservación del medio ambiente y el desarrollo sostenible con las funciones de los ENP tanto en el contexto económico, social como legislativo. En efecto, durante *IV Congreso Mundial de Parques Nacionales y Áreas Protegidas* realizado en Caracas en 1992, ya mencionado anteriormente, se manifestó la necesidad de crear un sistema del manejo de los ENP mejor adaptado a las necesidades de protección y conservación el medio ambiente en relación a los objetivos del desarrollo sostenible. Por lo tanto, la XIX Asamblea General de la UICN que tuvo lugar en Buenos Aires en 1994, aprobó una nueva clasificación de ENP que redujo el sistema de diez categorías de manejo establecidas en el año 1978 a seis clases (véase la Figura n°10), de las cuales la primera se desglosa en dos subtipos. Por otra parte, los últimos

Congresos Mundiales de la Naturaleza de la UICN que tuvieron lugar en Bangkok (2004) y Barcelona (2008) han puesto de manifiesto tanto la gran importancia del sistema mundial de los ENP, concibiendo el sistema como uno de los compromisos más importantes en materia del uso colectivo de la Tierra, como de los múltiples problemas ecológicos. Por ejemplo, el cambio climático, la pérdida de la biodiversidad o el mantenimiento del patrimonio natural.

Tabla n°1. El Sistema de Categorías de Manejo de Áreas Protegidas desarrollado por la UICN en 1978.

	CATEGORÍA	OBJETIVO DE MANEJO
I.	Reserva Científica/Reserva Natural Estricta	Protección de la vida silvestre. Investigación científica. Acceso limitado.
II.	Parque Nacional	Protección de los ecosistemas, hábitats, poblaciones de fauna y flora, elementos de interés cultural. Educación, recreación, bienestar.
III.	Monumento Natural/Elemento Natural Destacado	Conservación de características naturales específicas.
IV.	Reserva de Conservación de la Naturaleza/Reserva Natural Manejada/Santuario de Vida Silvestre	Conservación y mejora del hábitat de las especies de fauna y flora. Conservación con intervención a nivel de gestión
V.	Paisaje Protegido	Conservación, recreación. Mantenimiento de las relaciones ecológicas que se producen en el espacio.
VI.	Reserva de Recursos Naturales	Conservación de áreas naturales habitadas por comunidades de fauna y flora.
VII.	Área Biótica Natural/Reserva Antropológica	Protección de áreas que conservan ejemplos de un testimonio único o excepcional de una tradición cultural o de una civilización existente o ya desaparecida
VIII.	Área de Manejo de los Recursos Naturales/Área Natural Manejada con Fines de Utilización Múltiple	Conservación de áreas en las que privilegian la relación armónica entre las actividades humanas y el mantenimiento de los recursos
IX.	Reserva de la Biosfera	Conservación de los recursos biológicos, desarrollo del conocimiento de su funcionamiento en función del desarrollo de las poblaciones (MAB/UNESCO)
X.	Sitio (Natural) de Patrimonio Mundial	Conservación de sitios con patrimonio natural de interés y valor

Fuente: Elaboración propia a base de IUCN (1978).

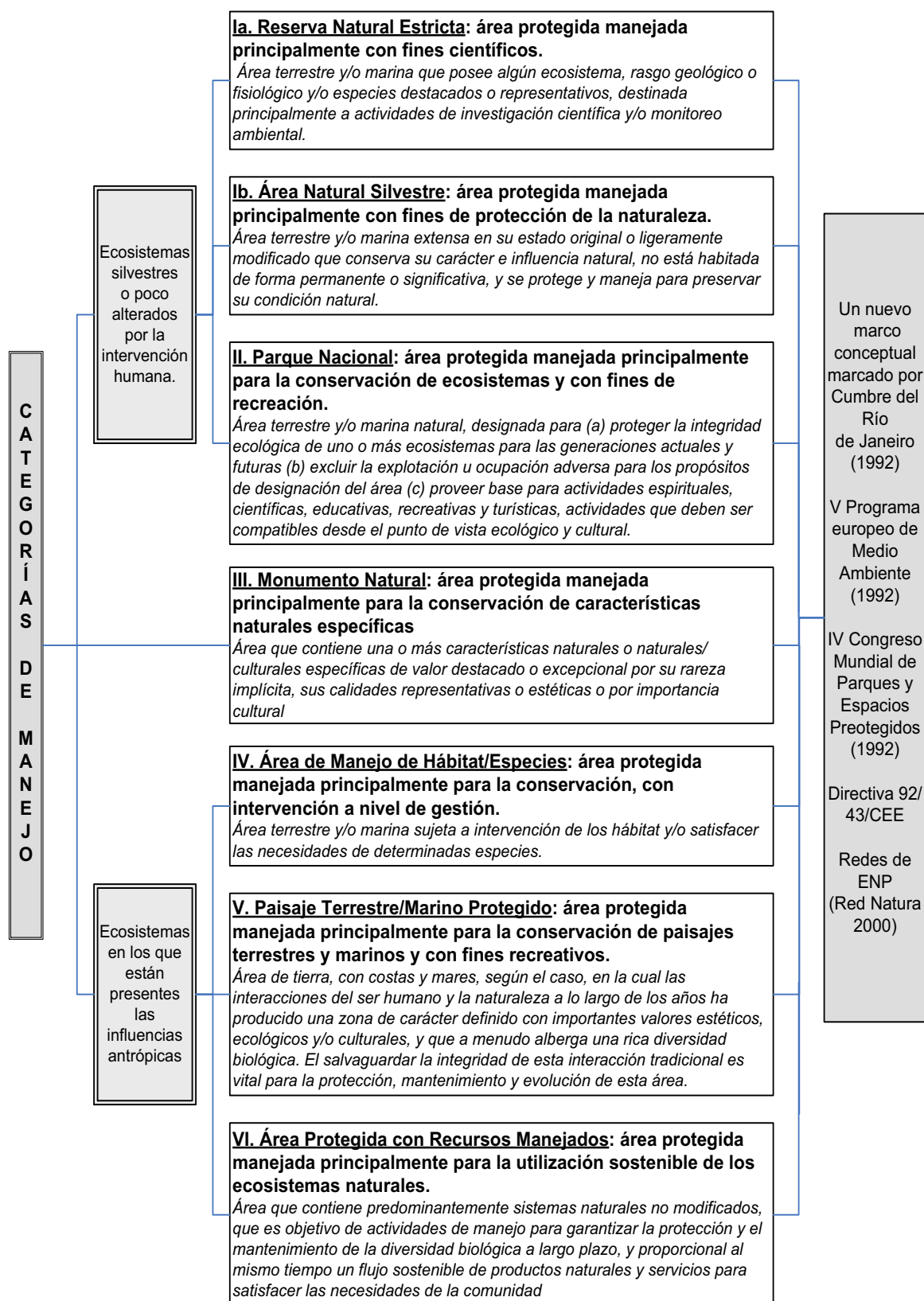
Anteriormente existía la idea de crear los ENP tales como parques (nacionales, naturales, regionales, paisajísticos), reservas naturales, paisajes protegidos o monumentos entre otros, con el objetivo de dar a estas áreas, sobre todo, la posibilidad de un desarrollo natural bajo distintos grados de protección. Mientras que ahora se exige que estos lugares deban cumplir objetivos sociales y económicos, además de servir para preservar los paisajes únicos y la diversidad biológica. Por tanto, actualmente se distinguen los ENP en dos clases debido al carácter de los ecosistemas que protegen. Tal y como se observa en la Figura nº10, las categorías Ia, Ib y II son clasificadas como espacios estrictamente protegidos debido al conjunto de valores naturales de gran importancia ecológica, geológica, biológica o paisajística formados por los ecosistemas silvestres o poco alterados por la presencia de las actividades antrópicas, mientras que las categorías IV, V y VI corresponden a las zonas donde el grado de intervención humana aumenta continuamente. En estas zonas el hombre es considerado como un elemento adicional y que por el gran valor de los recursos antrópicos presentes en los espacios naturales, algunos de ellos también merecen un marco de protección legislativa. Debido a que la categoría III, que corresponde a los Monumentos Naturales, se identifica con los elementos singulares o al conjunto de elementos singulares de gran valor científico, cultural o paisajístico (árboles seculares, fuentes o manantiales, cataratas, bloques erráticos, cuevas, etc.), y que no se identifica con ninguno de los dos tipos de los ecosistemas distinguidos, queda como una clase aparte.

Al referirse a los ENP, diversas instituciones internacionales otorgan denominaciones específicas a las áreas protegidas que cumplen con ciertas condiciones o características especiales. Entre otras cabe destacar:

- ⇒ **Convenio Ramsar.** Convenio sobre las Zonas Húmedas de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de las aves acuáticas,
- ⇒ **ZEPAs:** Zonas de Especial Protección para las Aves. Creadas al amparo de la Directiva de Aves de la Unión Europea.
- ⇒ **ZECs:** Zonas Especiales de Conservación. Creadas al amparo de la Directiva de Hábitats de la Unión Europea.
- ⇒ **Reserva de la Biósfera,** dentro del Programa MAB de la UNESCO.

En lo que concierne al proceso de selección y delimitación de las áreas que forman los ENP, teóricamente, deberían tener los límites bien definidos de modo que presenten continuidades con esferas naturales, sociales, económicas y políticas. El tamaño de los ENP no es un factor relevante, aunque debe ser suficiente para que el ENP pueda cumplir los objetivos de gestión establecidos.

Figura n°10. Categorías de manejo de los ENP, propuesta del año 1994.



Fuente: Elaboración propia sobre la base de EUROPARC (2006) y IUCN (2004).

Generalmente, el elemento dominante en estas áreas no es el antrópico, aunque pueda estar presente. La constitución de los ENP debería hacerse, en primer lugar, en base a una evaluación previa de los elementos biofísicos y socioeconómicos, posteriormente, tratar de establecer y determinar los objetivos de protección y conservación y, finalmente, debería ser compatible con los planes de la ordenación del territorio.

Hasta los inicios de los años 90 del siglo XX, las más de las 25.000 áreas protegidas establecidas bajo una variedad de denominaciones (en total, más de 140) (McNeely *et al.* 1992; Cifuentes *et al.* 2000), han sido reclasificadas según las categorías internacionales propuestas por la UICN cubriendo, aproximadamente, el 5% de la superficie terrestre del mundo. Según los datos presentados durante el *V Congreso Mundial de Parques* celebrado en Durban en el 2003 este porcentaje se ha aumentado hasta el 11,5%, lo que significa que, a escala mundial, se habría cumplido el objetivo de la protección del medio ambiente presentado durante el *Convenio de Río de Janeiro de la Diversidad Biológica* y, posteriormente desarrollado como uno de los *Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)* propuesto durante la *Cumbre del Milenio de las Naciones Unidas* celebrada en 2000 en Nueva York que insta a la protección del 10% de los ecosistemas terrestres para el 2010 y del 10% de los ecosistemas marinos para el 2012 (Europarc, 2009). Actualmente, el número de los ENP ha llegado hasta los 120 miles de áreas que en total ocupan 22,2 millones de km² lo que corresponde al 12,2% de las áreas terrestres y el 5,1% de áreas marinas.

Según afirma Parra (1990), *es más eficaz proteger el espacio que las especies, ya que para preservar a estas últimas es necesario proteger el territorio donde se desenvuelven*. Respecto a esta pauta, se ha de tener presente que son varias especies de animales silvestres o algunas especies florísticas que por su movilidad utilizan distintos hábitats para cada una de las fases de su ciclo biológico. Por esta razón, las políticas medioambientales internacionales presentan un gran interés por la creación de las redes de los ENP que afrontan la conservación desde una perspectiva más integrada, asumiendo la relación de los espacios protegidos con su territorio circundante y buscan formas coherentes de ordenación territorial consecuentes con esta finalidad del mantenimiento de los bienes y servicios ambientales (Fernández *et al.* 1997), la estabilidad ecológica, la conectividad paisajística, así como el mantenimiento del alto nivel de la biodiversidad (Miklós, 1996). La finalidad principal de las redes de los ENP consiste en asegurar la conservación de la Naturaleza, posibilitar el uso público, facilitar la mejora del conocimiento científico de los valores naturales y culturales de

los ENP y también fomentar una conciencia social conservacionista y de intercambio de conocimientos y experiencias en materia del desarrollo sostenible (Lucio *et al.* 2003).

En el contexto europeo, la primera aproximación a la puesta en práctica de redes de conservación deriva de la iniciativa *EECONET (European Ecological Network)* que demarca una red ecológica a escala paneuropea que se articula mediante tres tipos de elementos definidos: zonas núcleos, corredores y zonas de amortiguamiento (Bennet, 1991). Por otra parte, cabe destacar la aprobación de la *Directiva relativa a la conservación de los Hábitats Naturales y Seminaturales y de la Fauna y Flora Silvestres* (1992) por el Consejo de la Comunidad Europea que establece la necesidad de crear una red ecológica europea de zonas especiales de conservación tales como los parques, los parajes o espacios naturales y las reservas naturales denominada *la Red Natura 2000*. Su objetivo principal es *mejorar el conocimiento científico de los valores naturales y culturales de estas áreas, así como fomentar la conciencia social conservacionista y posibilitar su uso público* (MMA, 2002).

A pesar de que existen varias categorías de los ENP clasificadas en 6 grupos principales, las que son de mayor importancia abarcan los terrenos de gran valor paisajístico, son socialmente reconocidas de modo que a menudo aparecen en las primeras legislaciones ambientales, lo que, en realidad, demuestra su larga historia de protección y gestión. Estas áreas corresponden a los espacios naturales protegidos denominados “parques” (nacionales, naturales, regionales, paisajísticos). Paralelamente, existen otras figuras jurídicas destinadas para la protección de los espacios naturales que son menos conocidas que los parques u otras figuras de los 6 grupos principales, pero igualmente de gran valor e importancia para conservar y, en el caso necesario, restaurar los sistemas naturales terrestres y/o marinos, así como para promover los valores geológicos, botánicos, faunísticos, ecológicos, paisajísticos, culturales, educativos, científicos, productivos y sociales que contienen. Entre ellos cabe destacar los *Espacios de Interés Natural (EIN)* que se caracterizan por su diversidad, singularidad y, en algunos casos, por tener una notable extensión. Actualmente, los EIN disfrutan de un régimen jurídico otorgado por la *Ley 12/1985, de 13 de junio, de espacios naturales* que garantiza la conservación de estos espacios frente a causas de degradación potenciales. El Decreto 328/1992, de 14 de diciembre, por el que se aprueba el *Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN)*, que funciona como una herramienta de gestión de EIN de modo que les otorga un régimen de protección y conservación común incorporando el concepto de la participación pública (comunitaria, vecinal o ciudadana) a través de procesos de planificación participativa, el desarrollo sostenible, así como las necesidades económicas y ecológicas de estos espacios.

Como ya se ha presentado anteriormente, el paisaje concebido como un recurso natural e instrumento multiestructural resulta fundamental en todos los estudios de los ENP. Se tiene que tener presente que el estudio del paisaje tiene por objetivo contribuir a la planificación y gestión de estos espacios, y formar una base para establecer los principios, estrategias y directrices que permitan adoptar medidas adecuadas para la protección y conservación de los ecosistemas o especies de fauna y flora. Por otra parte, la conservación de la Naturaleza, así como todos los aspectos relacionados con la protección del paisaje va directamente relacionada con las figuras de protección. En este sentido, los parques constituyen una herramienta fundamental en la política de conservación del paisaje a nivel tanto internacional como europeo o estatal.

A continuación se presenta el desarrollo del concepto de figuras de protección tales como los parques o espacios de interés natural, los fundamentos legislativos antiguos y actuales que han sido desarrollados en el ámbito internacional bajo los cuales se gestiona, protege y conserva estas áreas.

1.3.3. Desarrollo del concepto de los Parques y Espacios de Interés Natural

En el caso de la protección de un fragmento de la Naturaleza es muy importante conocer todas las características de esta área como son: la estructura y el funcionamiento, los procesos, la dinámica de los cambios y diversos elementos que forman parte de los diferentes ecosistemas que entran en relación entre sí. Cada paisaje como un elemento del geosistema a lo largo del tiempo se transforma y evoluciona con diferente velocidad y fuerza. Por esta razón, para entender y conocer el desarrollo futuro, se tiene que estudiar su evolución no sólo en sentido general sino sobre todo a nivel de detalle. Es importante señalar que en la mayoría de las definiciones de los ENP aparece el aspecto de protección del paisaje. Resulta evidente entonces, que el paisaje tiene un papel importante en esta área de estudios.

El paisaje representa el conjunto de valores naturales, sociales y culturales que existen en un lugar y momento dado y, siendo el ámbito de vida como el recurso imprescindible para el ser humano constituye también el telón de fondo de distintas actividades que allí se desarrollan.

En la introducción de la *Agenda 21*, se encuentran las diferentes reflexiones sobre el intenso desarrollo humano. Una de ellas es preocupante: *La humanidad está presionando excesivamente la red de seguridad natural de que depende la vida* (UNCED, 1992). La multiplicidad de cambios y el desarrollo socioeconómico que se

han manifestado, sobre todo, desde el siglo XIX, indica que la Naturaleza pierde su valor único y excepcional, por tanto, su gran biodiversidad está en peligro. Los paisajes naturales desaparecen a favor de las áreas urbanas, industriales o de uso agrario. Los recursos naturales, entre los cuales se encuentran los renovables y no renovables, o sea, los componentes y propiedades del medio ambiente que cada día usa el hombre, están limitados tanto en el aspecto cuantitativo como en el cualitativo. En consecuencia, existe un gran peligro de que el abuso de estos recursos y las tendencias de degradación ambiental que han sido provocadas por los impactos de la acción humana sobre los ecosistemas pueda significar su pérdida para siempre. La expansión de este problema a escala mundial ha sido la causa para desarrollar las actividades de protección de la Naturaleza a escala internacional, sobre todo en el aspecto de la legislación medioambiental.

En este aspecto la protección de la Naturaleza no se enfoca solamente en la creación de los Espacios Naturales Protegidos, sino que está sometida sobre todo al desarrollo armónico del paisaje a escala local, regional y nacional. Desde el primer momento, se debe tener conciencia de la importancia que tiene la protección de la Naturaleza debido a que muestra de forma visible el estado en que se encuentra el “gran sistema Tierra”.

La identificación de las principales características del paisaje y de los impactos que tienen lugar en él deben ser considerados como la base para modelarlo y ordenarlo sin perder de vista su forma individual y carácter irrepetible. Sin duda, los problemas ambientales traspasan las fronteras y exigen una eficaz cooperación internacional para su resolución. De tal motivo, los esfuerzos proteccionistas deben enfocarse en el registro de los riesgos y en los casos necesarios actuar contra la destrucción del equilibrio natural. Por otra parte, los esfuerzos de protección deberían ser aplicados tanto a escala local como internacional. Por tanto, en la política ambiental, gradualmente, se introducen nuevos proyectos que intentan vincular la cuestión del desarrollo sostenible con la protección de la Naturaleza. También, se hacen visibles los intentos de unificar la legislación internacional, con el propósito de mejorar la conservación de los bienes naturales. Con respecto a ello, desde los inicios de los años setenta del siglo XX, los paisajes europeos han aceptado unas normativas debido a la conservación de la Naturaleza. Entre los más importantes tanto a escala europea como a escala internacional se encuentran: *el Reglamento de Protección y Control de la Calidad del Aire, Protección y Gestión del Agua (Directivas del Parlamento Europeo y del Consejo), la Conservación de la biodiversidad (Red Natura 2000), la Conservación de la*

Biodiversidad Marina, Convenio Europeo de Paisaje (CEP), La Directiva Europea sobre la Protección del Suelo la Convención sobre el comercio en fauna y flora amenazadas (CITES), la Convención para la conservación de los Humedales de Ramsar, El Programa MAB de la UNESCO entre otras.

El concepto de la protección de la Naturaleza se ha desarrollado por medio del establecimiento de diversas estrategias internacionales con el fin de establecer la legislación apropiada. El efecto de la aplicación de las legislaciones es la declaración de los ENP que según denota González (1985) está sujeta a revisión de criterios subjetivos, políticos e ideológicos. Proteger, conservar, restaurar y desarrollar el funcionamiento natural de los sistemas medioambientales, es decir, “los hábitats”, es hoy día, uno de los objetivos fundamentales de la legislación medioambiental. Sin duda, estas necesidades conservacionistas se hacen visibles, en función del aumento de los procesos de transformación medioambiental, tales como, los procesos de la desertización, la contaminación del agua, la constante pérdida de biodiversidad que tienen lugar tanto en la Unión Europea como en otros países del mundo

La elaboración de las leyes medioambientales exige aplicar el criterio ecológico como el criterio fundamental en cualquier tipo de estudio del medio ambiente. Desde el punto de vista ecológico, las zonas consideradas de alto nivel ecológico están protegidas dentro de varias figuras de protección como son: *parques nacionales, parques regionales, naturales o paisajísticos, reservas naturales, paisajes protegidos, monumentos, parajes naturales y culturales*, entre otras. No obstante, los ENP que existían bajo otros nombres han sido unificados bajo la mencionada nomenclatura internacional. Es necesario destacar que las áreas protegidas caracterizan las distintas funciones que poseen. De tal modo, se hace visible que existen los ENP enfocados a la protección y conservación de la biodiversidad ecológica mientras que otros se establecen con el fin de proteger los paisajes naturales o semi-naturales. Por otra parte, entre los ENP existen también los que protegen los paisajes culturales debido a su gran valor histórico.

La Primera Conferencia Internacional sobre Protección de Paisajes Naturales celebrada en Berna en 1913 o el Primer Congreso Internacional sobre Protección de Flora y Fauna, Parajes y Monumentos Naturales que tuvo lugar en París en el año 1923, así como la Convención sobre Conservación de la Fauna y la Flora en su estado natural en Londres en los años 30 del siglo XX corresponden a las estrategias iniciales de las políticas ambientales a escala mundial. No obstante, el desarrollo de las normativas medioambientales se hace visible a partir de los años cincuenta del S. XX cuando

aparecen las nuevas propuestas y varios acuerdos con el fin de modificar y unificar las figuras de protección establecidas en varios países. En síntesis, la Conferencia de Estocolmo (1972), el Informe Brundtland (1987) y sobre todo la Cumbre de Río (1992) intentan crear un vínculo entre el desarrollo económico, la política ambiental, la legislación internacional, la ordenación del territorio y el medio ambiente.

En el contexto europeo, el primer paso hacia la unificación de la legislación ambiental se hace visible con las propuestas presentadas en la Conferencia del Patrimonio Cultural y Natural del Mundo que tuvo lugar en París en 1972. Allí se ha establecido el procedimiento para elaborar la declaración de bienes del patrimonio mundial y se ha creado la primera Lista del Patrimonio Mundial en peligro.

Años después, la entrada en vigor en 1987 del *Acta Única*, posteriormente ratificada como el *Tratado de Maastrich* introduce el concepto de desarrollo sostenible y el principio de subsidiariedad en las políticas medioambientales. Ambos conceptos vienen definidos por el V Programa de Acción en Materia de Medio Ambiente (1992-2000) que bajo el título “Hacia un desarrollo sostenible” establece un cambio en las propuestas enfocadas al desarrollo, producción y consumo de los recursos u orientado a su gestión sostenible. En esta propuesta se hace mención sobre la lucha contra los principales problemas ambientales (Florido & Lozano, 2005). No obstante, el documento que se ha presentado en Amsterdam en 1997 bajo el nombre Tratado Constitutivo de la Unión Europea contiene las propuestas elaboradas bajo el objetivo de desarrollar la legislación medioambiental en todas las políticas internacionales.

El 22 de julio de 2002 se aprobó el *Sexto Programa de Acción para el Medio Ambiente en la Unión Europea* que abarca el periodo 2002-2012 y existe bajo el nombre “Medio Ambiente 2010: nuestro futuro, nuestra elección” (Diario Oficial de la Comunidad Europea, 2002) revisado posteriormente en 2007. El programa se basa en los siguientes objetivos sobre la política ambiental de la UE:

- proteger la Naturaleza y la biodiversidad de las formas de contaminación perjudiciales y asegurar su adecuada recuperación,
- conservar la Naturaleza adecuadamente y utilizarla de manera sostenible,
- conservar y restaurar las zonas de importante valor paisajístico, incluyendo las zonas cultivadas y las zonas sensibles,
- conservar las especies y los hábitats y prevenir la fragmentación de éstos,
- fomentar un uso sostenible del suelo, prestando particular atención en prevenir su erosión, deterioro, contaminación y la desertización del mismo,

- garantizar la aplicación, fomentar el seguimiento y la evaluación de la estrategia comunitaria mediante los planes de acción pertinentes sobre biodiversidad e incluso un programa de recogida de datos e información, desarrollar los indicadores adecuados y promocionar el uso de las mejores técnicas disponibles y de varias prácticas medioambientales,
- desarrollar medidas dirigidas a potenciar las producciones e inversiones sostenibles en relación con la biodiversidad.

Dentro de la corriente enfocada a unificar la nomenclatura de las áreas protegidas se distingue la política de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) que está relacionada con los estudios del medio ambiente en tres escalas, es decir, europea (internacional), estatal (nacional) y regional. Por su parte, la política de los ENP debe ser considerada como una nueva herramienta para desarrollar la legislación europea con el fin de unificar la onomástica de las figuras protegidas lo que a veces puede llevar a confundirse a nivel práctico. Por ello, es necesario presentar el fondo histórico de la creación del concepto de los parques y los espacios de interés natural, así como la evolución de la legislación medioambiental que los concierne directamente. Esta reseña histórica sirve como base para el estudio posterior.

Generalmente, se considera que la protección de los ENP, tal como se los acepta hoy en día, se inicia durante la segunda mitad del siglo XIX con la creación en el año 1872 del Parque Nacional de Yellowstone, en los Estados Unidos. Desde entonces, el proceso de declarar parques, reservas naturales, monumentos, etc. no se ha detenido y, actualmente, se refleja mediante una unificación de definiciones y legislaciones nacionales e internacionales de áreas protegidas.

En su filosofía de origen existen sensibles diferencias entre los conceptos de los parques (nacionales o naturales) y los espacios de interés natural (EIN). En ambos casos puede apreciarse que están presentes dos objetivos: la protección y el uso público, pero con una diferencia entre sí. En general, los parques tienen asignado como el objetivo principal la conservación de los valores naturales, mientras que el acceso público al espacio es subordinado a lo anterior y, por tanto, es secundario. En los Espacios de Interés Natural, sin embargo, se afirma taxativamente lo contrario: lo primordial es facilitar el contacto del hombre con la Naturaleza, lo que hoy se llama “uso público”, intentando, paralelamente, recuperar gran parte de los valores naturales de estas áreas.

Para que un territorio sea declarado un parque nacional, según las normas mundiales, como son, por ejemplo las leyes que se mencionan a continuación, y de

acuerdo con las prescripciones vigentes de cada país en particular, debe ser representativo de su sistema natural, tener una superficie amplia y suficiente para permitir la evolución natural y los procesos ecológicos, predominar ampliamente las condiciones de naturalidad, presentar escasa intervención sobre sus valores naturales, no tener genéricamente núcleos habitados en su interior y, estar rodeado por un territorio de transición, que es declarado como zona periférica de protección.

En términos generales, se considera como el parque nacional:

(...) espacio natural de alto valor natural y cultural, poco alterado por la actividad humana que, en razón de sus excepcionales valores naturales, de su carácter representativo, de la singularidad de su flora y fauna o de sus formaciones geomorfológicas, merece en su conservación una atención preferente y se declara de interés general de la Nación por ser representativo del patrimonio natural español. [UICN, 1994]

Así, el parque nacional ocupa un territorio complejo, extenso (abarca por lo menos 1.000 ha de superficie) que contiene uno o más ecosistemas y queda muy ligeramente transformado por el ser humano; además tiene un valor único para la ciencia (UICN, 1994). La protección de tal terreno consiste en asegurar la existencia de sus valores ecológicos y estéticos, posibilitando al mismo tiempo la recreación y el turismo.

El primer concepto de parque nacional iniciado con el Parque Nacional de Yellowstone, tenía por objetivo fundamental proteger en su integridad un espacio natural virgen. A partir de entonces surgió la idea que dio origen a una nueva filosofía y una nueva praxis en la conservación de la Naturaleza, definiendo el parque de la siguiente manera:

Un lugar para poner al abrigo de toda depredación humana las bellezas naturales más destacadas de un país; para favorecer, mediante la vida en la naturaleza, la educación, el esparcimiento y el entretenimiento del pueblo. [UICN, 1969]

Después de proclamar la definición de Yellowstone se tuvo que esperar hasta la Convención de Londres de 1933, en la que se establecieron los elementos del concepto oficial de parque nacional:

Área puesta bajo el control público, en la cual los límites permanecerán invariables y de la cual no podrá transferirse ninguna parte, salvo por la autoridad competente; en la cual han de aislarse los elementos de interés científico para su propagación, protección y conservación y para el aprovechamiento y el esparcimiento públicos; en la cual se prohíbe la caza, muerte y captura de la fauna y la destrucción o recolección de la flora, excepto por las autoridades; y en la cual se darán facilidades al público para que pueda observar la fauna y la flora. [UICN, 1969].

A continuación, el concepto de parque nacional fue reemplazado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales Renovables (UICN) durante la X Asamblea General en Nueva Delhi (India) en el año 1969, donde se expuso la definición de este concepto universalmente aceptado desde entonces:

Un parque nacional, es una superficie relativamente amplia:

- 1. donde existen uno o varios ecosistemas poco o nada transformados por la explotación u la ocupación humana, donde las especies vegetales y animales, los centros geomorfológicos y los hábitats ofrecen un interés especial desde un punto de vista científico, educativo y recreativo o en los que existen paisajes naturales de gran valor estético.*
- 2. en el que la máxima autoridad competente del país ha tomado medidas para impedir o eliminar, tan pronto como sea posible, la explotación u ocupación de la zona y hacer que se mantenga de un modo efectivo el respeto por los elementos ecológicos, geomorfológicos o estéticos que han motivado su creación;*
- 3. donde se permite y autorizan visitas, bajo ciertas condiciones con fines estéticos, recreativos, educativos y culturales. [UICN, 1969].*

La definición propuesta por la UICN en el año 1975 establece:

Los Parques Nacionales son áreas naturales, poco transformadas por la explotación u ocupación humana que, en razón de belleza de sus paisajes, la representatividad de sus ecosistemas o la singularidad de su flora, de su fauna o de sus formaciones geomorfológicas, poseen unos valores ecológicos, estéticos, educativos y científicos cuya conservación merece atención preferente. [UICN, 1975]

Asimismo, los parques nacionales se identifican con los espacios singulares, escasos y desde luego infrecuentes y, por esta razón, se les debe asegurar la conservación de sus valores naturales. Sin duda alguna, son los lugares en los que prima la "no intervención" y en los que el principio es permitir el libre devenir de los procesos naturales.

Este concepto ha ido evolucionando e impregnando la administración de los espacios protegidos y, según García-Herrera (2003), se partió de una idea romántica de conservación de unos bellos paisajes remotos e inalterados y, hoy en día, se ha llegado a la necesidad de compatibilizar el uso público con la conservación de la biodiversidad, garantizándose además aquella idea original de la conservación de los paisajes. Así, se introducen varias figuras de protección, entre las cuales cabe destacar el parque natural que nació con la filosofía de permitir y compatibilizar los tres ejes sobre los que se asienta este tipo de espacio: la conservación del medio natural, los aprovechamientos

ordenados de los recursos y el uso público de la naturaleza. Según UICN (1975) los parques naturales son aquellas áreas que el Estado, en razón de sus cualificados valores naturales, por sí o a iniciativa de Corporaciones, entidades Sociedades o particulares, declare por Decreto como tales, con el fin de facilitar los contactos del hombre con la Naturaleza.

El parque natural abarca grandes extensiones de la natura que incluyen en algunos casos zonas silvoagropecuarias, actividades energéticas y/o mineras y zonas pobladas, por lo que se habla de que estos poseen “usos múltiples”. Asimismo, para completar esta definición la UICN añade:

En estos parques se armonizarán la conservación de sus valores naturales con el aprovechamiento ordenado de sus producciones, y el acceso a tales efectos y de la ganadería, manteniendo en un estado similar o evolutivamente concordante con el que tuvieron en el momento de su creación. [UICN, 1975]

A esta definición se ha de añadir que los parques naturales poseen también zonas naturales recreativas, destinadas a actividades de ocio, previamente establecidas en los planes directores.

Los parques, según UICN, pueden tener múltiples objetivos de manejo entre los fundamentales se mencionan los siguientes:

- Protección de zonas silvestres
- Preservación de las especies y la diversidad genética
- Protección de características naturales y culturales específicas
- Turismo y recreación
- Investigación científica
- Educación
- Mantenimiento de servicios ambientales, de los atributos culturales y tradicionales.

Cada uno de los parques como el ENP contribuye a alcanzar los objetivos económicos y sociales promoviendo el desarrollo sostenible y el uso de recursos renovables, favoreciendo el turismo y el recreo. Sin embargo las áreas protegidas solo pueden proporcionar beneficios ambientales, sociales y económicos si están eficientemente gestionadas.

Existen cuatro ámbitos de gestión de los espacios naturales protegidos, en este caso los parques:

1. Conservación
2. Uso público
3. Desarrollo socioeconómico
4. Investigación y seguimiento

En el año 1994 la UICN propuso otra clasificación por la cual modificó y diferenció las categorías de figuras de protección con respecto a la clasificación propuesta en el año 1978. De esta manera se establecen 6 categorías de áreas protegidas:

- I. Protección integral (equivalente a Reserva Natural Estricta/ Área natural Silvestre)
- II. Conservación de ecosistemas y turismo (Parques)
- III. Conservación de las características naturales (Monumento Natural, Monumentos Naturales, Enclaves Naturales, Árboles Singulares)
- IV. Conservación a través del manejo activo (Área de Manejo de Hábitat, Especies)
- V. Conservación de paisajes terrestres y marinos, y recreo (Paisajes terrestres y Marinos protegidos)
- VI. Utilización sostenible de los ecosistemas naturales (Área Protegida)

Según esta clasificación los parques corresponden a la II Categoría propuesta por UICN y son mencionados como *área protegida manejada principalmente para la conservación de ecosistemas y con fines de recreación*. Implican el ser zonas terrestres y/o marinas naturales, designadas para:

- a) proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas para las generaciones actuales y futuras
- b) excluir los tipos de explotación u ocupación que sean hostiles al propósito con el cual fue designada el área, y
- c) proporcionar un marco para actividades espirituales, científicos, educativas, recreativas y turísticas, actividades que deben ser compatibles desde el punto de vista ecológico y cultural.

Tanto el mejor conocimiento de los procesos ecológicos en el territorio, ocurrido en los últimos años, como el avance de las políticas institucionales de protección de la naturaleza y la ordenación territorial hacen ya posible una reflexión encaminada a la formulación de objetivos en la creación de los parques y su unión en forma de redes o sistemas de espacios naturales protegidos. De esta manera, en base a distintos

criterios, la UICN en el año 1994 presentó los siguientes objetivos fundamentales de la gestión de los parques:

- *Proteger áreas naturales y escénicas de importancia nacional e internacional, con fines espirituales, científicos, educativos, recreativos o turísticos.*
- *Perpetuar, en el estado más natural posible, ejemplos representativos de regiones fisiogeográficas, comunidades bióticas, recursos genéticos y especies, para conservar la estabilidad y la diversidad ecológicas.*
- *Manejar la utilización del sitio por parte de los visitantes, velando por que dicha utilización responda a fines de inspiración, educativos y recreativos, a un nivel que permita mantener al área en el estado natural o casi natural.*
- *Suprimir, y por ende impedir, las actividades de explotación y los asentamientos que estén en pugna con los objetivos de la designación.*
- *Promover el respeto por los atributos ecológicos, geomorfológicos, religiosos o estéticos que han justificado la designación.*
- *Tener en cuenta las necesidades de las poblaciones autóctonas, incluyendo el uso de recursos naturales para su subsistencia, en la medida que éstas no afecten adversamente a los otros objetivos de manejo.*

Por lo que concierne a las estrategias de conservación, debido a los cambios del paisaje a nivel espacial y temporal, se busca una visión de la Naturaleza y sociedad como “un todo”, integrando la existencia de las áreas protegidas con las necesidades antrópicas y el valor cultural de la Naturaleza. En esta línea, las áreas protegidas se consideran como los espacios en los cuales se encuentra no solamente una presencia relevante de la biodiversidad, sino también son aquellos territorios de alto valor paisajístico y cultural donde se observa una permanente interacción histórica con la sociedad humana. Así, en las políticas ambientales aparece el concepto de los Parajes Naturales o los Espacios de Interés Natural (EIN).

Los Parajes o Espacios de Interés Natural (EIN) son los espacios naturales territorialmente extensos de gran valor ambiental que por su flora, fauna, geología o paisaje corresponden a las figuras de protección aunque no lleguen a estar considerados como los parques nacionales, naturales u otras figuras de protección de acuerdo con la antes mencionada clasificación propuesta en el año 1994 por la UICN. Esta idea de conservar los espacios seminaturales, pero de gran valor paisajístico, sucesivamente se ve vinculada con la presencia de una normativa sobre ordenación del territorio que establece la protección especial que hace posible mantener una relación armoniosa

entre el hombre y el medio natural. De esta manera, se trata de proteger, mantener y, en los casos necesarios, recuperar las áreas singulares en las que los procesos ecológicos se desarrollan junto con los componentes básicos del desarrollo sostenible, como son algunas de las actividades antrópicas, y donde se incorporan los intereses de los distintos grupos locales en su gestión y protección.

Los Espacios de Interés Natural (EIN) se gestionan mediante los planes denominados PEIN (Plan de Espacios de Interés Natural). De esta manera, disfrutan de un régimen jurídico que garantiza la conservación de estos espacios frente a causas de degradación potenciales. Según la Ley 42/2007 de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad “(...) *son partes del territorio que las administraciones competentes, a través del planeamiento aplicable, por sus valores naturales, estéticos y culturales, de acuerdo con el Convenio del paisaje del Consejo de Europa, consideren merecedores de una protección especial*”. (Artículo 34, Ley 42/2007).

La legislación de espacios naturales en España comienza su desarrollo a principios del siglo XX y, de forma similar a diversas legislaciones europeas, fue inspirada por la creación, en el año 1878, del primer parque nacional del mundo – el Parque Nacional de Yellowstone, en los Estados Unidos, y los primeros parques europeos en Suecia, Rusia y Suiza. Evidentemente los científicos, políticos y naturalistas reconocieron la necesidad de proteger el medio ambiente contra la degradación cuyo incremento se hizo visible mediante el rápido y brusco desarrollo del sector industrial.

En relación a estos acontecimientos, el día 7 de diciembre de 1916 se estableció la protección del medio ambiente por medio de la puesta en vigor de la *Ley General de Parques Nacionales* llamada también la *Ley Gasset* debido al nombre del Ministro de Fomento – Rafael Gasset. Los primeros actos que se produjeron en base a esta ley fueron crear, al principio del año 1917, la Junta Central de Parques Nacionales, concebido como el organismo general de gestión y, un año más tarde, apoyándose en criterios históricos, estéticos y paisajísticos declarar los dos primeros parques nacionales: uno, ubicado en el macizo occidental de los Picos de Europa, el Parque Nacional de la Montaña de Covadonga (22 de julio) y, el segundo en el Pirineo del Alto Aragón, el Parque Nacional del Valle de Ordesa (16 de agosto).

Evidentemente, los principios de tal política estaban bastante relacionados con las áreas forestales predominantes y, por consiguiente, enfocados a la gestión del bosque. La silvicultura encontró en la tendencia de la integridad del paisaje, un campo en el que se tuvo la posibilidad de desarrollar ideas naturalistas, conservadoras y educadoras

(Gómez, 1992; Martín, 1997). En aquel tiempo, la idea de los espacios naturales protegidos se convirtió en uno de los puntos de convergencia entre la ciencia, política, cohesión social y medio ambiente.

La *Ley Gasset* propuesta por Pedro Pidal y Bernaldo de Quirós - el primer comisario del Servicio de Parques Nacionales de España - estuvo en vigor hasta el año 1957 y, según Fernández (1998), dicha Ley sintonizaba con las idílicas ideas forestales del siglo XIX, estableciendo una relación causal entre el empobrecimiento de los valores naturales por medio de la desaparición de las masas boscosas. Debido a estas características conceptuales no parece extraño que los primeros parques nacionales en España se forman en base a las pioneras reservas forestales. El mismo Pidal, considerado como el padre de los parques nacionales en España, ponía mucha importancia en la conservación de los ecosistemas vírgenes que abarcaron los parques nacionales y afirmaba que *en cuanto menos se los toque más vírgenes serán* (Gómez, 1992).

La primera ley se componía sólo de tres artículos y aunque parecía demasiado corta y simple, en tan exiguo articulado se contemplaban los aspectos más importantes a la hora de declarar y gestionar los primeros espacios protegidos en España. Sus características fundamentales se pueden resumir en los siguientes puntos:

- proteger los valores naturales,
- tomar en consideración el consenso de las poblaciones rurales residentes en el parque,
- planificar un sistema de acceso para el uso público y turístico,
- y dotar presupuestamente los espacios protegidos con suficientes fondos económicos.

Con la intención de concretar los pilares básicos del concepto de zona protegida, el Art.2 de la *Ley de 1916* introdujo la primera definición para los parques nacionales, según la cual son:

(...) lugares o parajes excepcionalmente pintorescos, boscosos o escabrosos del territorio nacional, que el estado consagra declarándolos así, con el exclusivo objeto de favorecer su accesibilidad por vías de comunicación adecuadas, y de respetar y hacer que se respete la belleza natural de sus paisajes, la riqueza de su fauna y flora y las particularidades geológicas e hidrológicas que contenga, evitando, con la mejor eficacia, cualquier acto de destrucción, deterioro o desfiguración por la mano del hombre. [Corraliza et al. 2002]

Partiendo de estos principios, se establecieron también unos mecanismos administrativos para proteger estos lugares de alto valor ecológico. Por consiguiente, en

el Art.3 consta que *el Ministro de Fomento creará los parques nacionales, de acuerdo con los dueños de los sitios, y consignará en sus presupuestos las cantidades necesarias para las vías de comunicación y sostenimiento de todos ellos.*

Posteriormente, a partir del año 1931 la gestión quedó centralizada en la Comisaría de Parques Nacionales, constituida por un equipo multidisciplinario de ingenieros de montes, naturalistas, científicos, historiadores, académicos de Bellas Artes y expertos en turismo (Muñoz, 2001). Este organismo administrativo perdió su autonomía a partir del año 1940, cuando la gestión de los espacios naturales quedó en manos de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial por medio de un Consejo Superior de Caza, Pesca Fluvial, Cotos y Parques Nacionales. A partir de entonces empezó un largo “*periodo en blanco*” concebido como un periodo sin establecer ningún parque nuevo que ciertamente en gran parte perjudicó la conservación de la naturaleza dejando los paisajes de gran interés ecológico sin ninguna protección legislativa.

Tal tendencia se mantuvo hasta el año 1954 cuando se hizo visible el cambio en la ideología gubernamental que consistió en enfocar nuevamente la política ambiental a la activa conservación de los valores naturales.

Posteriormente, la aprobación en 1957 de la *Ley de Montes* derogó la *Ley de los Parques Nacionales de 1916*. La nueva ley significó un cambio importante en los planteamientos de la protección ambiental y los criterios ecológicos en el establecimiento de los parques empezaron a tener más peso. Era evidente, así mismo, que en el caso de la gestión, intervención y la valoración del paisaje protegido, el conocimiento de sus valores ecológicos era totalmente imprescindible. De tal modo, se seguían las competencias anteriores con la diferencia de adaptar la ley a nuevas necesidades de protección e incluso la posibilidad de expropiar las propiedades privadas. Dicha ley asumió totalmente la gestión de los espacios naturales, los cuales desde ese momento se caracterizaron como:

(...) sitios o parajes excepcionalmente pintorescos, forestales o agrestes del territorio nacional, que el Estado les conceda dicha calificación, al objeto de favorecer su acceso por vías de comunicación adecuadas y de respetar y hacer que se respete la belleza natural de su paisaje, la riqueza de su fauna y de su flora y las particularidades geológicas e hidrológicas que encierre, evitando todo acto de destrucción, deterioro o desfiguración [Muñoz, 2001].

Las décadas de los 60 y 70 fueron bastante prolíficas en la elaboración de nuevos proyectos, y pronto se puso de manifiesto la necesidad de establecer una ley más específica, acertada y precisa que, de manera parecida a las corrientes internacionales, extendería la protección del medio ambiente a diferentes tipos de figuras protegidas y

catalogaría dichas figuras en función del grado de protección que exigiesen. Partiendo de este principio, se promulgó en el año 1975 la *Ley de Espacios Naturales Protegidos*, la cual implicó la reclasificación de figuras protegidas y por consiguiente se declaró cuatro categorías tales como:

- Parques Nacionales
- Parques Naturales
- Parajes Naturales de Interés Nacional
- Reservas Integrales de Interés Científico

Tras la aprobación de la Constitución, en 1978, se inició una etapa nueva en la gestión medioambiental. El Tribunal Constitucional declaró que el modelo de gestión compartida no estaba ajustado a la Constitución porque, a nivel administrativo, el sistema debería apoyarse a un modelo en donde la gestión de los espacios naturales protegidos correspondiera no sólo al Estado sino, también, a las Comunidades Autónomas en cuyos territorios se ubicasen. De esa manera, se traspasaron las competencias del Estado a las Comunidades Autónomas asumiendo que la legislación general correspondía continuamente al Estado. A nivel práctico, este acto dio lugar a un incremento importante de declaraciones de espacios naturales protegidos en España. En 1980 existían 28 áreas protegidas mientras que en 1986 ya se contabilizaban 50 y tan sólo durante el año 1987 se crearon 121 nuevos espacios protegidos. Además, los órganos encargados de la gestión de las áreas protegidas enfocaron su interés en analizar, de forma sintética, el estado de conservación de los espacios ya existentes a escala estatal y autonómica. Por esta razón, a finales de los años 70 y principios de los 80, se puso de manifiesto la necesidad de ampliar la superficie de algunos parques. Estos objetivos se realizaron, especialmente, en dos parques muy emblemáticos, es decir, en el Parque Nacional de Doñana (1978) y en el Parque Nacional de Ordesa (1982) cuya ampliación provocó también el cambio del nombre que, desde entonces, existía como: el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Todas las modificaciones aplicadas y los nuevos conceptos relacionados con la gestión de los espacios naturales se confrontaron con la necesidad de establecer una base legislativa adaptada a la nueva situación constitucional. De tal motivo, el 27 de marzo de 1989 se aprobó la *Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestre* que derogó la *Ley 12/1975*. Por su parte, se incorporaron nuevos preceptos para regular los órganos de gestión y administración de las áreas protegidas, se transformó levemente la definición de parque nacional ampliándola a las obediencias de dos órganos administrativos, se aumentó el régimen de gestión

compartida a través de la incorporación de nuevos instrumentos de planificación tal como el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) y, finalmente, se reclasificó los Espacios Naturales Protegidos. A partir de entonces, en la legislación española, existían los Parques Nacionales y Naturales, las Reservas Naturales cuya creación estaba enfocada en la protección de ecosistemas realmente frágiles, los Monumentos Naturales como lugares que abarcan formaciones geológicas singulares y, por último, los Paisajes Protegidos cuyos valores estéticos merecían protección especial.

La nueva ley concibió el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) como un instrumento creado para la ordenación de un territorio amplio y funcionalmente coherente, que excedía los límites del espacio protegido, determinaba las actividades según el estado de conservación de los recursos y ecosistemas, así como promovía la aplicación de medidas de conservación, restauración y mejora de los recursos naturales. Cabe destacar que cada PORN tenía por objetivo ordenar las actividades económicas y sociales, para que fuesen compatibles con la conservación del medio ambiente. En cambio, el segundo instrumento de gestión que apareció en la *Ley 4/89*, el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), existía como instrumento principal de gestión de los espacios naturales protegidos que correspondía con un amplio conjunto de competencias de conservación, uso público, investigación, infraestructuras y equipamientos, promoción, voluntariado y prácticas universitarias, entre otras. Así mismo, este documento técnico establecido a un período de vigencia de entre 4 y 6 años, definía los objetivos de gestión, protección y conservación establecidas por el PORN.

Por otra parte, a consecuencia de dividir las competencias entre el Estado y las Comunidades Autónomas, entre 1989 y 1996, aparecieron once nuevas leyes regionales enfocadas a la creación y gestión de los espacios naturales protegidos, lo que dio lugar a un notable incremento de declaraciones de tales áreas. Este suceso surgió en gran medida en el año 1994 cuando el número de los espacios protegidos en España llegó a los 465.

La aprobación de las *Leyes 40/1997* y *41/1997* el 5 de noviembre de 1997 que modificaron la *Ley 4/1989*, determinó de forma clara las competencias de las Comunidades Autónomas respecto a la gestión, financiación y toma de decisiones sobre las áreas protegidas ubicadas en su territorio e introdujo un nuevo instrumento de ordenación, el Plan Director de la Red de Parques Nacionales. Este Plan, en el que se establecía los objetivos principales de conservación, investigación, uso público, formación, sensibilización social, desarrollo sostenible y de cooperación entre distintas

Administraciones, aprobado con una vigencia de siete años, tuvo el carácter de directriz para cada uno de los parques nacionales con intención de mejorar la coherencia interna de toda la Red. Por otra parte se propuso esta elaboración con el fin de fomentar el desarrollo sostenible de los entornos de los parques. Sin duda, en anteriores instrumentos de gestión medioambiental tales como los PORNs y los PRUGs, aunque se hizo explícita la preocupación por el desarrollo sostenible, no se definió, de forma clara, la estrategia de cooperación con el entorno.

Tal como se entiende hoy en día, según la *Ley 41/1997* del 5 de noviembre, la protección de Espacios Naturales Protegidos (ENP) obedece a las siguientes finalidades:

- ✓ Constituir una red representativa de los principales ecosistemas y regiones naturales existentes en el territorio nacional.
- ✓ Proteger aquellas áreas y elementos naturales que ofrezcan un interés singular desde el punto de vista científico, cultural, educativo, estético paisajístico y recreativo.
- ✓ Contribuir a la supervivencia de comunidades o especies necesitadas de protección, mediante la conservación de sus hábitats.
- ✓ Colaborar en programas internacionales de conservación de espacios naturales y de vida silvestre, de los que España sea parte.

La progresiva consolidación de las políticas medioambientales en España y el desarrollo de la Red Natura 2000 han determinado que, durante los últimos años, se haya producido un extenso incremento de los espacios naturales protegidos. Adoptando una clasificación en función del régimen jurídico establecido en cada caso, de acuerdo con la diversa naturaleza de los valores a proteger, los espacios protegidos pueden formar parte no sólo de la Red Natura 2000 sino también de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) designadas según la Directiva de Aves, Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) o Zonas Especiales de Conservación (ZEC), necesarias para la protección de los hábitats.

Actualmente en España el régimen jurídico básico de los espacios naturales protegidos establecen la *Ley 5/2007, de 3 de abril de la Red de Parques Nacionales*, la *Ley 8/2007*, referente al uso del suelo, la *Ley 45/2007 para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural*, la *Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental* y la nueva *Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, según la cual los espacios naturales protegidos, terrestres o marinos, se clasifican en alguna de las siguientes categorías:

Parques, Reservas Naturales, Áreas Marinas Protegidas, Monumentos Naturales y Paisajes Protegidos. En referencia al este marco legislativo general cabe destacar que cada una de las Comunidades Autónomas estableció sus propias leyes. Además, es importante mencionar la legislación adicional que se encuentra relacionada con las tres figuras de protección entre la cual se encuentran los siguientes textos:

- Decreto 150/1993, de 7 de mayo, por la que se estructura la Dirección General de Patrimonio Natural del Departamento de Medio Ambiente,
- Real Decreto 439/1990 , de 30 de marzo (Agricultura, Pesca y Alimentación), por la que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (BOE número 82, de 5 de Abril de 1990),
- Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (Agricultura, Pesca y Alimentación), por el que se establecen medidas para contribuir a la garantía de la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre (BOE número 15, de 18 de enero de 1995),
- Real Decreto 12/2008, de 11 de enero, por el que se regulan la composición y el funcionamiento del Consejo de la Red de Parques Nacionales.

1.3.4. Análisis del paisaje como un indicador de la dinámica de transformación y evaluación del estado de los ecosistemas que forman los espacios naturales protegidos.

El paisaje, que se identifica con los recursos naturales gestionados bajo distintas figuras de protección, es el objeto de la protección por parte de varios instrumentos jurídicos tales como diversas leyes, decretos, convenios, así como por medio de las instituciones nacionales e internacionales mencionadas en los apartados anteriores. Por otra parte, el paisaje concebido como un recurso natural escaso y difícilmente renovable que es presente en un entorno natural protegido se puede valorar y conocer a través de su análisis integrado. Este análisis sirve como base del estudio de la transformación y evolución paisajística del territorio estudiado.

La reflexión que se presenta mas adelante reúne algunos conceptos que precisan la unión entre dos elementos, las figuras de protección denominadas Espacios de Interés Natural (EIN) y el paisaje. De tal manera, se identifica los primeros con las herramientas eficaces en materia de la conservación del mismo paisaje y, por otro lado, se concibe el paisaje como el mejor indicador de los cambios surgidos como efectos de la transformación y evolución del estado de los ecosistemas naturales y seminaturales protegidos bajo las figuras de protección, es decir, los EIN.

En realidad, se tiene que tener presente que el área designada como un EIN es mucho más que el medio físico o bioecológico compuesto por varios hábitats, a pesar de que éstos constituyen un elemento fundamental de la conservación, protección y mantenimiento de los valores naturales. Los EIN, aparte de su contenido natural, abarcan los elementos antrópicos de modo que incluyen la historia de la región en que están situados y todo el conjunto de las influencias antrópicas que han tenido lugar en el pasado. Estos factores facilitan la conclusión de que la evolución del estado de la Naturaleza protegida en los EIN se puede estudiar a través del estudio de la transformación paisajística de estas áreas. El problema que aparece a la hora de empezar tal análisis consiste, a menudo, en la falta de información acerca de las consecuencias a largo plazo de la transformación o el deterioro del estado de las áreas naturales. En ambos casos, los cambios o alteraciones del paisaje derivan de las distintas actividades de origen antrópico, desarrolladas en el interior o en el entorno de los EIN.

En lo que concierne a la conservación de los ecosistemas presentes en los EIN, ésta depende de las dinámicas naturales y sociales, entre las cuales se puede mencionar la dinámica del cambio en la estructura del paisaje de estas áreas protegidas y su funcionamiento, así como las presiones antrópicas o los cambios en las políticas y legislaciones de conservación.

Sin embargo, los objetivos de las políticas de conservación de la Naturaleza han evolucionado en las últimas décadas desde el énfasis en la protección de especies emblemáticas o sus hábitats y la monumentalidad natural hacia una mayor preocupación por la conservación de los procesos ecológicos en el paisaje (Regier, 1993), el paisaje como recurso natural sigue siendo un indicador muy importante en la planificación y gestión del territorio. Alrededor de esta reflexión, se tiene que tener presente que, a la hora de establecer las formas de gestión y protección, cada paisaje tiene carácter único e irrepetible, por tanto, debe ser analizado en función de los elementos que lo integran, de varias relaciones y procesos que se generan entre ellos y que influyen en la estructura y composición del paisaje y, también, en función de la percepción y bienestar de los seres humanos. En este sentido, el paisaje tiene un valor y como recurso se clasifica según sus implicaciones naturales, culturales, visuales, etc.. Tal análisis del paisaje revela que se debe no sólo a describir y caracterizar el paisaje de un territorio, sino diagnosticar su potencial para hacer uso del mismo, establecer las medidas de protección o restauración en los casos necesarios o darle un valor económico, social o científico para tener un indicador en la gestión del mismo.

Dentro de los aspectos más importantes que debería tomarse en consideración a la hora de aplicar el paisaje incluido en los instrumentos de ordenación y planeamiento territorial y general, se citan los del *Artículo 32 de la Ley 4/2004, de 30 de junio, de la Generalitat, de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje* (BOE núm.174) posteriormente reemplazada por la *Ley 12/2009, de 23 de diciembre, de la Generalitat, de Medidas Fiscales, de Gestión Administrativa y Financiera, y de Organización de la Generalitat* (DOCV de 30 de diciembre de 2009), que tienen por objeto:

- a. *Definir y delimitar las unidades paisajísticas que estructuran su ámbito a partir de las cuencas visuales más importantes para la percepción del territorio, determinadas por la diversidad morfológica y funcional, así como por los aspectos visuales y perceptivos.*
- b. *Delimitar las áreas que han de ser objeto de atención prioritaria por la calidad, fragilidad o aptitud de su paisaje, y proponer acciones ordenadoras y/o gestoras destinadas a garantizar su conservación y puesta en valor.*
- c. *Establecer un régimen jurídico de protección para las unidades de paisaje de alto valor y de sus elementos singulares, con la finalidad de evitar su posible ocultación por la interposición de barreras visuales.*
- d. *Delimitar zonas para la protección de las vistas, siluetas y fachadas urbanas de los núcleos, consideradas de elevado valor.*
- e. *Proponer medidas para la mejora paisajística de los ámbitos degradados, especialmente los existentes en las periferias de los núcleos y en las conurbaciones propias de las grandes aglomeraciones urbanas.*
- f. *Proponer medidas de restauración o rehabilitación paisajística en ámbitos con un elevado grado de deterioro o con una alta incidencia en la percepción del territorio.*

Desde esta perspectiva, en cuanto el paisaje se concibe como un instrumento de ordenación y gestión del medio ambiente, aparecen varias cuestiones relacionadas con su valoración, calidad, grado de transformación o su importancia para la conservación y protección de la Naturaleza. Por tanto, en cualquier tipo de análisis paisajístico, la forma de concebir el paisaje determina el sentido de las acciones.

La protección de la Naturaleza como función pública asignada a las políticas ambientales de cada nación presenta todo tipo de acciones destinadas a conservar y mantener los rasgos característicos, la configuración natural del paisaje así como elementos frágiles de las áreas protegidas, que han sido justificados por su valor patrimonial, ambiental, económico y social. Dado que, una de las formas de protección y

conservación del medio ambiente son los Parques, que pretenden dar un equilibrio entre la conservación y el uso razonable de los recursos, se tiene que tener en cuenta las dificultades de establecer la forma adecuada de protección que, en el caso de los Parques se diferencia entre la protección estricta (rigurosa) y activa (ayudante), en cuanto al desarrollo de las actividades antrópicas, necesidades socioeconómicas, turismo y recreación.

Generalmente, se trata de protección no solo en el sentido de conservación de los ecosistemas singulares, sino también de reaccionar, intervenir y confrontar con los procesos de transformación inadecuada o cualquier tipo de amenazas para el estado equilibrado de los ecosistemas que forman los Espacios de Interés Natural. Este problema sigue siendo aún más difícil de solucionar, debido a que, a menudo, estas áreas protegidas incluyen los terrenos del uso mixto entre los que se encuentran los destinados a silvicultura, agricultura, infraestructuras y turismo etc.. Según Łuczyńska-Bruzda (1969), cada área protegida (parques, reservas, parajes naturales, etc.) en el momento de su establecimiento incluye los elementos base que se distinguen entre dos tipos de elementos entre los cuales cabe destacar los elementos dominantes que en aquel momento constituyen el objeto de protección y, los elementos precedentes que se identifican con los usos anteriores presentes en estas áreas protegidas. Bajo una perspectiva general, los elementos precedentes pueden causar alteraciones en el funcionamiento y el desarrollo natural de los ecosistemas de los espacios protegidos debido a su conexión con las actividades antrópicas. Tal es el caso de los Espacios de Interés Natural que incluyen las áreas de restauración del uso antrópico, industrial o agrario, entre otros.

Con estrecha relación con lo expuesto, se hace visible que el paisaje estudiado como una manifestación externa del medio ambiente, constituye un indicador del estado de los ecosistemas, del grado de la transformación, de la salud de la vegetación y de las comunidades animales, del uso y aprovechamiento del suelo, y, ante todo, del modelo de desarrollo de la sociedad y de la calidad de la gestión de dicho desarrollo.

En este contexto, el paisaje a base de los estudios de varios indicadores se convierte en una herramienta adecuada para estudiar; de forma integrada, la información básica del área protegida, así como para evaluar las tendencias y dinámicas del medio natural e influencias sociales (riesgos, impactos, necesidades de actuación, incendios, presiones, desequilibrios, etc.), presentes en esta área. El estudio de la dinámica de transformación del paisaje y varios efectos ecológicos que esta transformación acompaña sirve como base para evaluar las medidas y la efectividad de gestión y, por tanto, valorar

los objetivos de la declaración de los EIN. Por un lado, el paisaje corresponde a un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al ecosistema, de modo que constituye un conjunto de ecosistemas que interactúan entre sí y se caracteriza esencialmente por su heterogeneidad y por su dinámica. Sin duda, es el resultado y expresión actual de la acción de múltiples factores: relieve, litología, agua, procesos geomorfológicos, vegetación, fauna, perturbaciones naturales, etc. (Mora *et al.* 2006). Por otro lado, el paisaje está influenciado, en gran medida, por las actividades humanas y existe independientemente de la percepción (Martínez de Pisón, 1993; Burel & Baudry, 2002). Por esta razón, el análisis ecológico realizado a partir de la integración de los numerosos elementos naturales y antrópicos concede importancia al estudio del paisaje de carácter multifuncional (González, 1985) que permite comparar el desarrollo estructural y temporal del área del estudio, y proporciona el reconocimiento de las relaciones y procesos que tienen el papel importante en este desarrollo.

Dentro de este marco, en el que el paisaje se considera como un elemento del medio físico y además como objeto del estudio de la transformación de los ecosistemas que forman los espacios naturales protegidos, surge la necesidad de llevar a cabo una valoración. En relación a lo expuesto anteriormente se hace visible que existen múltiples objetivos del análisis paisajístico desde la evaluación del paisaje para conocer su estructura, composición y estado (caso de los estudios medioambientales), mediante la valoración del paisaje como recurso y objeto de la protección de áreas naturales (caso de incorporación del paisaje a varios instrumentos jurídicos), hasta considerarlo en combinación de su dimensión natural y cultural como un instrumento adecuado para planificar el uso de los territorios, también las actividades admitidas en cuanto a la conservación, e incluso para restaurar zonas alteradas y otras zonas de transformación paisajística. En la Tabla nº2 se muestra una propuesta de valoración paisajística elaborada a base de las ideas propuestas por Askasibar (1998), a saber, la distinción de tres formas de incorporación del paisaje en la legislación, y las tres componentes de la definición de paisaje que establece la Convención Europea del Paisaje de 1999.

Una de las ventajas más importantes del análisis de paisaje de los espacios naturales protegidos tales como son los EIN elaborada a base de una valoración de su estado y análisis de dinámica de la transformación es permitir abordar las interacciones complejas que se establecen entre los elementos y su uso actual, con el fin de conocer, gestionar y protegerlo como una unidad sistémica cambiante. Hay que tener en cuenta que el paisaje que protegen los EIN es un fragmento de terreno limitado que debe funcionar de acuerdo con las leyes de la Naturaleza, que tiene

Tabla n°2. Relaciones entre la valoración del paisaje, el enfoque conceptual adecuado y las acciones aplicadas.

Valoración	Funciones	Tipo de actuación	Concepto de paisaje
Ideológico	Análisis de los elementos y la estructura. Valor estético.	Conservación del patrimonio natural y cultural.	Dimensión subjetiva, visual, estética, patrimonial, ecológica.
Político	Paisaje constituye una porción del territorio que constituye el objeto de la protección legislativa.	Legislación y convenios internacionales. Se tiende a conservar el paisaje para asegurar la biodiversidad y permitir la continuidad del desarrollo natural de los paisajes frágiles y excepcionales.	Dimensión territorial, legislativa, científica.
Socio-económico	Paisaje, tanto en su dimensión natural como cultural se identifica como un recurso.	Planificación y ordenación del territorio.	Paisaje como recurso. Dimensión social, económica y educativa.

Fuente: Elaboración propia tomando como base los estudios de Askasibar (1998) y Puente (2002).

capacidad de autorregulación y que se caracteriza por sus rasgos individuales, así como, posee un carácter complejo y dinámico. Por ejemplo, los cambios de uso del suelo realizados antes de establecer cualquier forma de protección de las áreas dentro de los EIN, son ejemplos de la transformación directa de las áreas naturales. En este caso, el marco legal y las actividades de rehabilitación de los ecosistemas naturales alterados tienen por objetivo facilitar su reconstrucción. De este modo, el paisaje de los EIN se analiza como un sistema entendido como un modelo paisajístico apropiado a cualquier análisis territorial, tal análisis resulta de gran utilidad en la identificación y elaboración de propuestas de gestión y protección del paisaje de los EIN, así como encuentra aplicación en lo que concierne a resolver varios problemas ambientales. El paisaje no es sólo un panorama fijo que da una información sobre el estado actual de esas relaciones dentro del área protegida y de su equilibrio o desequilibrio, sino que contiene, además, una información sobre su evolución a lo largo del tiempo, cambios de uso, alteraciones ecológicas, restauraciones, entre otros. Por esta razón, según Soler (1992), *el análisis del paisaje en los parques no puede limitarse solamente a ser meros inventarios de flora, fauna y características culturales, sino lo importante es realizar una integración de datos en forma de unidades ambientales o paisajes*. Este estudio, se amplía aportando y

complementando de la forma más precisa, las características de los componentes y los estudios de diagnóstico/prognosis, para poder establecer los criterios de representatividad, diversidad, excepcionalidad y evaluar la fragilidad del paisaje dentro de los EIN.

Al definir el paisaje de un espacio natural protegido como un conjunto interrelacionado de formaciones naturales, se debe denotar cuales son las características del paisaje de mucha importancia en el estudio de paisaje de estos mismos:

- ✓ el paisaje es un fragmento de terreno, compuesto por varios componentes
- ✓ puede ser un medio de la vida de varias especies,
- ✓ corresponde a un territorio por lo cual puede ser representado mediante el mapa,
- ✓ tiene su propia fisonomía natural y particular,
- ✓ es un sistema dinámico y su funcionamiento depende de sus componentes y las distintas relaciones entre ellos,
- ✓ no es estático porque es un sistema que evalúa, y por lo tanto, tiene su propia historia,
- ✓ corresponde a un laboratorio natural, un fondo genético,
- ✓ es fuente de percepciones estéticas y valores visuales,
- ✓ siendo un recurso proporciona los bienes y servicios presentes en la zona
- ✓ constituye un recurso natural escaso y difícilmente renovable que es presente en un entorno natural protegido
- ✓ se le puede valorar y conocer a través del análisis integrado.

No obstante, a base de una multitud de definiciones del paisaje se emergen cuatro interpretaciones de este término con el fin de aplicarlas a los paisajes situados dentro de los espacios protegidos. Así mismo, se puede reconocer varios tipos de paisajes de los cuales, según los enfoques paisajísticos mencionados anteriormente, se puede distinguir los siguientes:

➤ ***Los paisajes como aspecto externo de un área***

Esta interpretación hace referencia a los paisajes puramente estéticos, que influyen evidentemente en la valoración ecológica y percepción estética del espacio natural protegido.

➤ ***Los paisajes como formaciones naturales***

Esta interpretación se asocia al estudio de las interrelaciones entre los componentes naturales, elementos del área protegida. De tal manera, el paisaje se considera como una formación puramente natural, la cual

puede ser examinada vertical y horizontalmente. Esta interpretación se aplica sobre todo a las áreas protegidas que se caracterizan por tener un alto grado natural de sus paisajes.

➤ **Los paisaje semi-naturales**

Dentro de las áreas protegidas existen paisajes compuestos por elementos naturales y antrópicos condicionados socialmente. Tal es el caso de los paisajes naturales transformados de alguna forma por la agricultura o los paisajes poblados.

➤ **Los paisajes transformados**

Según esta interpelación, también existen los paisajes identificados como antrópicos o industriales que se pueden encontrar alrededor de los espacios protegidos y, a distancia, influir a los paisajes del espacio natural protegido.

No obstante, la escala espacial y temporal más adecuada para la planificación territorial en general, es la del paisaje, ya que es la escala a la que se toman la mayor parte de las decisiones de gestión y planificación. En los últimos años, la gestión de los Espacios de Interés Natural se ha transformado en una *gestión activa y adaptativa* (Hocking *et al.* 2000), de modo que se exige conocer tanto los ecosistemas naturales gestionados e influenciados por la actividad humana (uno de los ejemplos de la actividad antrópica que de forma constante influye en la transformación y deterioro del estado natural de ecosistemas a escala global es el cambio climático), como la evolución del paisaje debido a las actividades de gestión y las tendencias que presenta a largo plazo. Tal concepto presenta una forma de compatibilidad entre *paisaje* y los *espacios naturales protegidos*. Por lo tanto el paisaje de los EIN puede ser estudiado bajo las siguientes propiedades:

- **por su espacio:** el paisaje corresponde a un espacio o territorio, en el cual se manifiestan todas sus propiedades (Richling, 1992),
- **por carácter sistémico** de su formación, lo cual determina su integración y su unidad (Troll, 1950; von Bertalanffy, 1976; Richling & Solon, 1996; Mateo, 2002),
- **por su complejidad** que influye en la autoorganización, y en la que coexisten procesos previsibles e imprevisibles (Richling & Solon, 1996; Rubio, 1995, 1996),

- **por su estructura y funcionamiento** que queda definida por el patrón espacial que conforman los elementos del paisaje (Forman & Godron, 1986). La estructura del paisaje del EIN será una manifestación del funcionamiento ecológico del territorio protegido y al mismo tiempo servirá para comprender y seleccionar los procesos que ocurren en él. La configuración o estructura del paisaje comprende la naturaleza de sus elementos así como las propiedades espaciales y topológicas del tamaño, forma, frecuencia, vecindad, proximidad y patrón de organización, que condicionan los flujos ecológicos en el paisaje (Lucio *et al.* 2003),
- **por su carácter heterogéneo** que corresponde a la configuración de los componentes de los ecosistemas (Turner, 1989; Bolòs, 1992; Pietrzak, 2004),
- **por su carácter ecológico** que se manifiesta en la biodiversidad de los ecosistemas presentes (Richling & Solon, 1996, Rodríguez & Silva, 2007),
- **por su dinamismo y el grado de transformación:** el paisaje puede mantener la misma estructura evolutiva o desarrollarse en base a un cambio dinámico o agresivo (Forman & Godron, 1996),
- **por su carácter poliestructural**, que se manifiesta en la articulación compleja entre tres formas de organización paisajística: la geoestructura morfolitogénica, la geoestructura hidroclimática y la geoestructura biopedogénica (Solntsev, 1997),
- **por su carácter dualista** entre los seres humanos y el paisaje que, por un lado, corresponde a la formación, modificación y transformación de los paisajes mediante las cuales se inscribe en la evolución del paisaje del EIN la presencia de las actividades humanas y, por otro lado, corresponde al componente del geosistema (Bertrand, 1968; Mateo, 2002),
- **por su valor visual y estético** (Maderuelo, 2006),
- **por su grado de transformación** que se puede estudiar a través de la dinámica de alteración del patrón espacial (Gómez, 1985, 2002; Fernández, 1991; Soto & Sevilla, 2000).

Estas propiedades determinan que los paisajes, como objeto del análisis científico, según Rodríguez & da Silva (2007), son formaciones complejas que se caracterizan por la heterogeneidad en la composición de los elementos que los integran, por las múltiples relaciones que los modelan (tanto internas como externas), así como

por la evolución constante y la variación de los estados. Por esta razón, al determinar la transformación, se considera el paisaje como la expresión espacial de los ecosistemas presentes en los EIN que constituyen un mosaico paisajístico. En este sentido, al analizar el cambio de la estructura espacial en escala temporal se puede aplicar el paisaje como un indicador de la transformación y estado de los ecosistemas.

1.4.2. Hacia una legislación universal

Tras conocer la historia del desarrollo y la variedad de figuras de protección, las exigencias de los sistemas de gestión ambiental en materia de la legislación y las finalidades de protección que caracterizan los parques u otras áreas protegidas, se observa un paso considerablemente amplio hacia el acercamiento de los objetivos e integración de la legislación vigente. Uno de los objetivos era unificar los criterios de gestión y aprender a identificar los requisitos legales de aplicación en distintos tipos de paisajes y ecosistemas protegidos. De esta manera y, ante todo, en virtud de la actual normativa comunitaria, se integran las ideas de planificación y ordenación territorial y garantizan los intereses y las políticas de protección del medioambiente a escala más amplia.

El cada vez más alto crecimiento que se registra en el continente europeo ejerce una presión sobre la capacidad de medio ambiente de sostener la demanda y transformación de recursos y/o absorber la contaminación. No obstante, lo prioritario es luchar contra la pérdida de la biodiversidad, reducir los problemas de la contaminación de agua y/o de los suelos, minimizar el cambio climático, proteger la calidad del medio ambiente contra la degradación, utilizar los recursos naturales de manera razonable y de acuerdo con los postulados del desarrollo sostenible, entre otros. Todos estos problemas afectan a los países europeos de manera distinta conforme a su desarrollo y a su estructura económica; también en función de los recursos que poseen. Por lo tanto, las políticas ambientales tienen por objetivo examinar la compleja relación entre el hombre y la naturaleza, establecer los principios, criterios y orientaciones generales, identificar los posibles riesgos y buscar nuevas maneras de aplicación de las estrategias de la ordenación y planificación territorial mejor adoptadas para la protección del medio ambiente. Asimismo, las políticas ambientales han de responder en formas muy variadas a los problemas que perciben el establecimiento de nuevas regulaciones, instrumentos de gestión (planes de creación, gestión, protección o restauración) u otros cuerpos legislativos. Por otra parte, las políticas ambientales han de buscar también las

soluciones más integradas a los problemas de la descontaminación, mitigación de los daños ambientales y preservación de la biodiversidad. En este contexto, las políticas ambientales han de establecer un marco de actuación y los mecanismos necesarios que impulsen una coexistencia más armoniosa e integrada entre el hombre y la Naturaleza para asegurar el desarrollo sostenible.

Desafortunadamente, a pesar de los esfuerzos de muchos gobiernos, los paisajes naturales se dividen, fragmentan, contaminan lo que en algunos casos ocasiona su transformación y/o desaparición. Además, se observa un aumento constante de la tasa de extinción de distintas especies lo que demuestra que la biodiversidad a escala tanto local como regional se queda enormemente amenazada. Ante esta situación, cuando varios hábitats están gravemente amenazados, llega la duda expuesta en la siguiente pregunta: ¿es posible establecer una legislación universal que cumpla con la idea de protección de la Naturaleza en el ámbito europeo?. El Consejo de Europa, la OCDE y la Comunidad Europea intentan responder a esta pregunta por medio de la configuración y unificación de las políticas ambientales actualmente vigentes. Es un labor lento y difícil ya que, en algunos casos, estas políticas no coinciden, tanto en lo relativo al grado de la efectividad, como con respecto a los Estados implicados. Teniendo presente las diferencias se puede configurar a las políticas ambientales europeas como complementarias, de modo que forman una base conceptual y práctica. Sin duda alguna, la principal medida de la efectividad de cualquier acción de protección o de conservación del medio ambiente, será la eficacia, sobre todo a largo plazo.

En cuanto a la protección y conservación de la Naturaleza, se valora también las acciones tomadas y su efectividad medibles a corto plazo. Asimismo, para conservar activamente la diversidad biológica y luchar contra la pérdida de las especies, la Unión Europea ha propuesto, en primer lugar, crear una red de áreas protegidas de gran valor geológico denominada como la Red Natura 2000.

La adaptación de medidas de conservación y gestión de los ENP que forman parte de la Red Natura 2000 requiere participación de todos los países comunitarios con responsabilidad de llevar a cabo una selección de los espacios basada en criterios comunes. Esta principal herramienta de conservación de la Naturaleza no significa crear los espacios aislados sino todo lo contrario. Según la *Directiva 92/43/CE relativa a la Conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*, que establece la red e introduce una política común de conservación de la Naturaleza en el ámbito comunitario, el objetivo principal es fomentar el desarrollo sostenible en equilibrio con las necesidades de carácter social, económico y cultural. Asimismo, la Unión Europea

proclama que la red puede coexistir con el progreso económico y que las actividades como la agricultura, la caza, el turismo, entre otras, pueden desarrollarse siempre que no entren en conflicto con la conservación. Para asegurar la supervivencia de las especies y los hábitats más amenazados en el ámbito europeo a largo plazo la legislación busca soluciones que posibiliten e integren la actividad humana y la conservación del entorno.

En la actualidad, los Espacios de Interés Natural definidos como los *“lugares de interés comunitario”* constituyen una gran parte de este amplio sistema comunitario, y se perfilan como instrumentos para la protección de la diversidad biológica y paisajística, los recursos naturales y culturales. Siendo instrumentos básicos de la gestión ambiental sirven de solución a los problemas anteriores cuando, debido a la existencia de la disparidad legislativa entre las Comunidades Autónomas, los extremos contrastes territoriales o diferencias en definición dificultaban y, a veces, impedían establecer una red de los parques naturales a nivel nacional.

Además, la combinación de la protección de los parques naturales y el desarrollo económico en estos lugares, que es la base del desarrollo sostenible, sólo se puede conseguir a través de una buena planificación y gestión territorial.

1.5. El paisaje en el siglo XXI

El concepto del paisaje se desarrollaba principalmente en el ámbito estético y visual, vinculado a un territorio, con una morfología, funciones estables y un valor ecológico. Posteriormente se desarrollaba como un sistema integrado por subsistemas y conjuntos de elementos interactuantes entre sí. Finalmente, como un paisaje cultural considerado como el resultado de la acción del desarrollo de actividades humanas en un territorio concreto. Sin embargo, el término paisaje tiene distintas definiciones y su riqueza como concepto permite relacionar diferentes disciplinas y bases conceptuales lo cual permite analizarlo desde varios ámbitos, nunca deja de ser el resultado de la combinación de elementos naturales (físicos, químicos y biológicos) y antrópicos (sociales, económicos, culturales, estéticos, etc.) que se interrelacionan entre sí y evolucionan a lo largo del tiempo. En este sentido, cabe señalar que, por un lado, las sociedades humanas construyen históricamente el paisaje, y por otro lado, que el paisaje constituye una realidad ecológica/física, humana y cultural, única y dinámica.

La apariencia del paisaje sufre transformaciones al producirse cambios en sus elementos naturales o culturales. Cualquier cambio o transformación humana en el

paisaje supone una alteración de su lógica natural lo que evidentemente rompe su equilibrio interno. Por otra parte, la modificación de un territorio ocasiona la formación de un paisaje antropizado, valorado como un paisaje cultural, y cuando la alteración llega a un nivel alto se habla de un paisaje alterado. En éste mismo se destruye el equilibrio propio. Junto con el desarrollo socioeconómico y con el concepto del paisaje urbano que surge a mediados del siglo XX, aparece la necesidad creciente de disfrutar del paisaje. Por lo tanto, resulta interesante imaginar ¿cuál será el paisaje del siglo XXI?

El concepto del paisaje del siglo XXI, se está desarrollando de algo “real y visible” que está en constante cambio en el cual se observa una relación profunda entre lo actual o lo pasado, lo dinámico o lo estable. En este contexto, se observa una constante relación entre la Geografía y la Historia. Así, el paisaje es, por un lado, frágil porque es cambiante, dinámico y sujeto al tiempo. Por otro lado, el paisaje es complejo, porque está compuesto por distintos elementos tanto naturales como antrópicos. En ambos casos, el paisaje se caracteriza por ser influenciado por el ser humano y por tener diferentes grados del cambio o transformación. Además, hay que tener en cuenta que los seres humanos y sus necesidades también se transforman, desarrollan y/o cambian a través del tiempo. De esta manera se observa que tanto el paisaje como sus partes están en constante evolución.

En el siglo XXI el concepto del paisaje se ha convertido en un concepto de la Naturaleza de valores distintos. Asimismo, los recursos naturales se han transformado en unos de los principales objetivos y fines de las políticas internacionales de la protección y conservación de la Naturaleza. Por otra parte, los elementos de gran valor histórico, arqueológico o antrópico también han sido incluidos a la protección y conservación. En esta línea, la protección de la Naturaleza basada principalmente en los espacios silvestres se ha transformado y ampliado por los espacios de carácter cultural.

Sin duda alguna, para que el paisaje se preserve sin alteraciones o cambios profundos habría que disminuir el grado de influencia y transformación por parte del ser humano. Por otro lado, el paisaje siempre está vinculado a la historia de las culturas, por lo cual eliminando o limitando al hombre, se cambiaría también al paisaje en sí.

Se debe considerar que el mosaico actual que constituyen los paisajes naturales y transformados es producto de la acción de todos sus elementos; también del ser humano. Históricamente, el ser humano ha formado parte en el funcionamiento y desarrollo del paisaje pero hoy, su influencia se ha convertido en una perturbación de grado alto. La transformación de la fisonomía de muchos terrenos en pequeña escala

temporal, así como la implantación sobre el territorio de infraestructuras de distintos tipos han influenciado la apariencia del paisaje actual. No obstante, éstas influencias antropogénicas sobre el paisaje ejercen gran influencia en la calidad del mismo. Y, debido a que las acciones humanas están cambiando de forma drástica el entorno convirtiéndolo en un paisaje artificial y perturbado, condicionan, de esta manera, su dinámica y provocan su deformación. Por lo tanto, el concepto del paisaje en los inicios del siglo XXI, está ligado a la idea del “cambio global”.

A lo largo de las últimas décadas se ha podido observar un cambio paisajístico a escala global producido por el calentamiento global de la atmósfera (aumento de la concentración de los gases de invernadero en la atmósfera, incremento del consumo de energía y de las actividades agrícolas) y otras actividades antrópicas producidas con cierta frecuencia. Entre otras cabe destacar la sobreexplotación de los bosques, el uso indiscriminado de las reservas energéticas, la actividad industrial, la sobreexplotación de agua potable, etc.. También, se observa un aumento de varios procesos naturales que se han producido con cierta frecuencia y gravedad durante los últimos años. Por todo ello, se puede decir que el cambio global se refiere a todas las transformaciones del medio ambiental (tanto lentas como rápidas) que puedan alterar el funcionamiento natural del sistema natural y amenazar su capacidad para sustentar la vida.

El conjunto de estos cambios ambientales, que se derivan tanto de las imprevisibles y previsibles causas naturales como de las actividades humanas, ha ocasionado una gran incertidumbre sobre el futuro del funcionamiento y del comportamiento del sistema Tierra. En este contexto, resulta inevitable pensar que el comportamiento del paisaje en un futuro próximo puede ser menos previsible que lo es ahora. Los fenómenos típicos de las zonas o regiones se están cambiando. Se intensifican otros fenómenos antes poco comunes, por ejemplo olas de calor o frío, inundaciones o sequías, fuertes tormentas y/o trombas, etc.. Los terremotos, las inundaciones, los incendios, la sobreexplotación industrial, el crecimiento urbano cambian nuestro paisaje actual con gran frecuencia y fuerza. Sin duda alguna, el futuro del paisaje aparece hoy vinculado no solo a los acontecimientos naturales previsibles e imprevisibles sino también a las actividades de los seres humanos que fomentan los cambios permanentes. Con frecuencia podemos observar cómo el paisaje que nos rodea es modificado por elementos industriales, o por una explotación intensiva de los recursos agrícolas, ganaderos o por la infraestructura de grandes ciudades. Aunque estos elementos forman parte del paisaje actual indicando, en una parte, el desarrollo del mismo, deben ser considerados como componentes que se identifican con la

perturbación de su desarrollo natural. De esta manera, la planificación sobre el paisaje, en las próximas décadas, condiciona la preocupación por nuestro futuro. Por todo ello, se otorga gran importancia a la protección de la Naturaleza por medio de la introducción y diversificación de figuras jurídicas con objetivo de protección y conservación del paisaje natural, interpretado como espacio de gran valor natural y estético. ¿Habrán más ENP?

El paisaje del siglo XXI es la realidad y la percepción del espacio vinculada con una carga subjetiva que se relaciona con valores de naturaleza diferente entre los cuales cabe mencionar los valores estéticos, sentimentales, medioambientales, culturales y económicos. El paisaje así entendido se identifica con una cuestión social, tanto individual como de la demanda social. En efecto, el paisaje siendo una parte de la sociedad, empieza a ser considerado como un bien común cuya necesidad de protección se refleja en una serie de iniciativas institucionales, legislativas y/o educativas, empezando por la creación de los Espacios Naturales Protegidos y sus redes, continuando con las políticas orientadas a la conservación de ciertos paisajes, y terminando por el desarrollo de la necesidad de la educación ambiental. Todo depende de forma en que se decida continuar con su gestión. Además, las áreas reconocidas por su alto valor paisajístico se transforman actualmente en unas zonas de la actividad turística. Esta tendencia debería ir encaminada al estudio del paisaje y su estado de equilibrio debido a que el paisaje natural es frágil y que cualquier alteración interrumpe su equilibrio.

1.6. Bibliografía específica

- Ackoff Russell L.**, 1971. *Towards A System of Systems Concepts*. Management Science. Maryland (USA), Vol. 17, Nº 11.
- Ackoff R.L., Emery F.E.**, 1972. *On Purposeful Systems*. Aldine. Chicago (USA).
- Agnew J., Livibgstone D.N., Rogers A.**, 1996, *Human Geography. An Essential anthology*. Oxford, UK.
- Allen T.H.F., Starr T.B.**, 1982. *Hierarchy, perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press. Chicago (USA).
- Alligood K.T., Sauer T. D., Yorke J. A.**, 1997. *Chaos: An introduction to dynamical systems*. Springer-Verlag, New York (USA).
- Antrop M.**, 1998. *Landscape change: plan or chaos?*. Landscape and Urban Planning 41, Elsevier, USA, pp. 155-161
- Armand D.L.**, 1980. *Nauka o krajobrazie [The Science of the Landscape; En ingles]*. PWN. Warszawa (Polska).
- Askasibar M.**, 1998. *Política y normativa del paisaje en Europa*. Lurralde (Investigación y espacio). Instituto Geográfico Vasco, España, Nº 21, pp. 155-193, En: www.ingeba.euskalnet.net/lurralde/lurranet/lur21/21aska/21aska.htm.

- Barrow J.D.**, 1994. *Teorías del Todo. Hacia una explicación fundamental del Universo*. Crítica. Barcelona (España), pp. 55.
- Beer S.**, 1959. *Cybernetics and Management*. Wiley, New York (USA).
- Bennet G.**, 1991. *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, The Netherlands.
- Beroutchachvili N., Bertland G.**, 1978. *Le Géosystème ou Système territorial naturel*. Revue Géographique des Pyrénées et du sudouest Toulouse, France, Vol. 49 (2), pp. 167-180.
- Beroutchachvili N., Mathieu J.L.**, 1977. *L'Étologie des géosysteemes*. L'Espace Géographique. Paris, France, T.6, N° 2, pp. 73-84.
- Berque A.**, 1995. *Les raisons du paysage*. Hazan, Milano, Italia.
- Bertalanffy L. von**, 1968. *General System theory: Foundations, Development, Applications*. New York, USA.
- Bertalanffy L. von**, 1976. *Teoría general de los sistemas – fundamentos, desarrollo, aplicaciones*. 1. ed. en español, 1976, Fondo de Cultura Económica, Ministerio de Medio Ambiente, México, pp. 311.
- Bertrand G.**, 1968. *Paisaje y geografía física global*. En: Traducciones Geográficas N° 1 IGAC-IPGH. Bogotá (Columbia), pp. 45-61.
- Bertrand G., Dollfus O.**, 1973. *Le paysage et son concept*. L'Espace Géographique, Paris, France, Vol. 2(3), pp. 171-184.
- Bertrand G.**, 1978. *La geografía física ¿contra la naturaleza?*. En: Traducciones Geográficas N° 1 IGAC-IPGH. Bogotá (Columbia), pp. 45-61.
- Bertrand G.**, 2002. *Une géographie traversière: L'environnement à travers territoires et temporalités*. Editions Arguments, Paris, France, p. 311.
- Bertrand G.**, 2008. *Un paisaje más profundo. De la epistemología al método*. Cuadernos Geográficos, Universidad de Granada, España.
- Birnbaum C., Hughes M.**, 2001. *Design with culture. Clamming American's Heritage*. University of Virginia Press, Charlottesville, USA.
- Bocco G.**, 2003. *Carl Troll y la Ecología del Paisaje*. Gaceta Ecológica, Instituto Nacional de Ecología, Distrito Federal, México, pp. 69-70.
- Bojarski W.**, 1984. *Podstawy analizy i inżynierii systemów*. Wydawca: PWN, Warszawa, Polska.
- Bolòs M. de**, 1992. *Manual de Ciencia del Paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones*. Col. De Geografía, Editorial Masson, Barcelona, España.
- Boulding K.**, 1985. *The World as a Total System*. Sage Publications, Beverly Hills, California, USA.
- Bovet M. T.**, 1988. *Paisatge i caos*. Notes de Geografia Física, Barcelona, Espanya, N° 17, pp. 37- 41.
- Brandt J., Vejre H.**, 2000. *Multifunctional landscape-motives, concept and perspectives*. En: Brandt J., Tress B, Tress G.. *Multifunctional Landscapes: Interdisciplinary Approaches to Landscape Research and Management*. Centre for Landscape Research, Roskilde, Dinamarca, pp. 263
- Briggs J., Peat F.D.**, 1999. *Las siete leyes del caos, Las Ventajas de una Vida Caótica*. Ediciones Grijalbo, Barcelona, España.
- Burel F., Baudry J.**, 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Buzo I., Gonzalo J.**, 2002. *Políticas de conservación de espacios naturales en Extremadura: ¿Protección o promoción?*. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Extremadura, Extremadura, España.

- Cáncer L.**, 1994. *Aproximación crítica a las teorías más representativas de la ciencia del paisaje*. Geographicalia 31, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España, pp. 17-30.
- Checkland P., Scholes J.**, 1990. *Soft systems methodology in action*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Chiavenato I.**, 1999. *Administración De Recursos Humanos*. Ed. McGraw-Hill, México.
- Chorely R.J., Kennedy B.A.**, 1971. *Physical Geography: a system approach*. Prentice Hall, London, United Kingdom.
- Cifuentes M., Izurieta A., De Faria H.**, 2000. *Medición de la efectividad del manejo de áreas protegidas*. Forest Innovations Project, WWF, IUCN y GTZ, Turrialba, Costa Rica.
- Convenio Europeo del Paisaje**, 2000. Consejo de Europa. Treaty Series, Florencia, Italia, N° 176.
- Corraliza J.A., GarcíaJ., Valero E.**, 2002. *Los Parques Naturales en España: conservación y disfrute*. Fundación Alfonso Martín Escudero, Madrid, España.
- Crang M.**, 1998. *Cultural Geography*. Ed. Routledge, London, United Kingdom.
- Crutchfield J.D., Fermer J.D., Packard N.H., Shaw R.S.**, 1987. *Caos*. Investigación y ciencia, Barcelona, España, N° 25, pp. 16-28.
- Degórski M.**, 2009, *Krajobraz jako odbicie przyrodniczych i antropogenicznych procesów zachodzących w megasystemie środowiska geograficznego / Landscape as the reflection of natural and antropogenic processes in the megasystem of the geographical environment*. The Problems of Landscape Ecology, Warsaw (Poland), Vol. XXIII, pp. 53–60.
- Diario Oficial de la Comunidad Europea**, 2002. DECISIÓN No 1600/2002/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 22 de julio de 2002 por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente, Parlamento Europeo, Bruselas.
- Díaz F.**, 1973, *Terrestrial ecosystems adjacent to large reservoirs. Eco-survey and Diagnosis*. International Commission on Large Dams (ICOLD). XI Congress. ICOLD Press, Paris, France, p. 973.
- Diccionario de la lengua española de Real Academia Española**, 2001. Diccionarios ESPASA, Madrid (22ª ED.), Vol. 2, España.
- Diccionario de la lengua polaca**, 1964. Doroszewski W., t.III, PWN, Varsovia, Polonia, pp. 1092.
- Diccionario de la lengua polaca**, 2007. Red. Drabik L. et al., PWN, Varsovia, Polonia.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992, relative a la conservación de los hábitats naturales y de fauna y flora silvestre**, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, España, DO L 206 de 22.7.1992, p. 7
- Dunn M.C.**, 1974. *Landscape evaluation techniques: an appraisal and review of the literature*. Centre for Urban and Regional Studies, University of Birmingham, Birmingham, United Kingdom, pp. 123.
- Escribano M.M., Frutos M. de, Iglesias E., Mataix C., Torrecilla, I.**, 1987. *El paisaje*. MOPU. Unidades Temáticas Ambientales de la Dirección General del Medio Ambiente, Cátedra de Planificación y Proyectos, ETSI Montes, Madrid, España.
- Espinosa A.E.**, 2004, *El caos y la caracterización de series de tiempo a través de la dinámica no-lineal*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- EUROPARC**, 2002. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2002*. Madrid, España, En: <http://www.europarc-es.org>
- EUROPARC**, 2006. *Procedimiento de asignación de las categorías de Manejo UICN a los Espacios Naturales Protegidos del Estado Español*, EUROPARC- Madrid (España).
- EUROPARC**, 2009. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2009*, Madrid, España, En: <http://www.redeuroparc.org/Anuario2009.pdf>
- Farina A.**, 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall Ltd., London, United Kingdom, p. 235.

- Farina A.**, 2000. *Landscape ecology in action*. Kluwer Academia Publishers, Dordrecht, Holland.
- Fernández P.**, 1991. *Evaluación y corrección de impactos ambientales*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, España, Cap: Restauración paisajística.
- Fernández J.**, 1998. *El hombre de Picos de Europa*. Pedro Pidal, marqués de Villaviciosa: fundador de los parques nacionales, Caja Madrid, Madrid, España.
- Fernández F.**, 2006. *Geografía cultural*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México, En: D. Hiernaux y A. Lindón (editores), *Tratado de Geografía Humana*. Anthropos, Barcelona, España, pp. 220-253.
- Fernández P., Pérez M.E., de Lucio Fernández J.V. de**, 1997. *Criterios de definición de las categorías de protección de espacios naturales protegidos del Estado Español*. Serie Documentos nº23. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid, España.
- Flochler-Hauke G.**, 1953. *El paisaje como objeto de la Geografía Regional*. Coprología Geográfica Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Flórez A.**, 2005. *La geografía física: su proyección actual*. III Ciclo de Conferencias en Geografía, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Florido G., Lozano P.J.**, 2005. *Las figuras de Protección de los Espacios Naturales en las Comunidades Autónomas Españolas: una puesta al día*. Universidad del País Vasco, Boletín de la A.G.E., Leioa (España), Nº 40, pp. 57-81.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Frąckiewicz J.**, 1980. *Systemy sprawnego działania*. Zakład Narodowy im. Ossolinskich, Ossolineum, Wrocław, Polska.
- Frolova M.**, 2002. *La evolución de la Geografía y del trabajo del geógrafo en Rusia*. Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Tom VI, Vol. 119, p. 16.
- Frolova M., Bertrand G.**, 2005. *Geografía y Paisaje*. México: UAM-Anthropos., En: HIERNAUX, Daniel et al (Dir.) *Tratado de Geografía Humana*. México, pp. 254- 270.
- García A.**, 1995. *Notas sobre la teoría general de sistemas*. Revista general de información y documentación, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España, Vol. 5(1).
- García-Herrera J.J.**, 2003. *Vigencia y fruto de los Parques Nacionales*. Parque Nacional de Cabañeros, Ciudad Real, España.
- Gell-Mann M.**, 1995. *El quark y el jaguar. Aventuras en lo simple y lo complejo*. Tusquets Editores S.A., Barcelona, España, p. 413.
- Gigch J.P. van**, 1991. *Systems Design Modelling and Metamodeling*. Plenum Press, New York, USA.
- Gigch J.V. van**, 1974. *Applied General Systems Theory*. Harper & Row Pub., New York, USA.
- Glück A., Magel H.** (ed.), 1990. *Das Land hat Zukunft. Neue Perspektiven für die ländlichen Räume*. Jehle-Verlag. München, Deutschland, p. 276.
- Gómez J.**, 1992. *Ciencia y política de los montes españoles (1848-1936)*. ICONA, Madrid, España.
- Gómez J.**, 1992. *Los orígenes de la política de protección de la naturaleza en España: La iniciativa forestal en la declaración y en la gestión de los Parques*. En AAW: El medio rural español. Cultura, paisaje y naturaleza. Homenaje a don Ángel Cabo Alonso. Ediciones de la Universidad de Salamanca. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Centro de Estudios Salmantinos, Salamanca, España, pp. 1039-1051.
- Gómez D.**, 1985. *El espacio rural en la ordenación del territorio*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios, Madrid, España.
- Gómez D.**, 2002. *Ordenación Territorial*. Ediciones MundiPrensa, Madrid, España.
- González F.**, 1985. *Invitación a la ecología humana. La adaptación afectiva al entorno*. Tecnos, Madrid, España, pp. 159.

- González F.**, 1998. *Relación entre Espacios Naturales Protegidos y Protegibles. Los términos de una polémica. Supervivencia de los Espacios Naturales.* Casa de Velázquez, Madrid, España, pp. 45-58.
- Gregory K.**, 1980. *Updating geomorphology: If it moves measure it.* South Yorkshire, Teaching Geography Journal 5, United Kingdom, Vol. 4.
- Güemez J.**, 2004. *Caos determinista.* Departamento de Física Aplicada, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Harvey D.**, 1983. *Teorías, leyes y modelos en geografía.* Alianza Editorial S.A., Madrid, España.
- Hentschel H.G.E., Procaccia I.**, 1983. *The infinite number of generalized dimensions of fractals and strange attractors.* Physica 8D, North-Holland Publishing Company, Holland, pp. 435-444.
- Hevia I.M.**, 1998. *La teoría de sistemas en las ciencias de la tierra.* Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, Revista de la Asociación Española para la Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, Universidad de Girona, Girona, España, Vol. 6.1, pp. 61-72.
- Hirsch M.W., Smale S.**, 1983. *Ecuaciones diferenciales, sistemas dinámicos y álgebra lineal.* Alianza Editorial, Madrid, España.
- Hocking M., Stolton S., Dudley N.**, 2000. *Evaluación de la eficacia. Marco de referencia para la valoración de la gestión de Áreas Protegidas.* Comisión mundial de áreas protegidas (CMAP) – Serie sobre Mejores Practicas en Áreas Protegidas (UICN), Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido), pp. 121.
- Holland J.H.**, 1995, *Hidden order: how to adaptation builds complexity.* Addison-Wesley, Redwood City, California, USA.
- Huggett R.**, 1980. *Systems analysis in geography.* Oxford: Clarendon Press, United Kingdom, p. 20.
- Husserl E.**, 1995. *La Tierra no se mueve.* Universidad Complutense, Madrid, España.
- Huyles N.K.**, 1993. *La evolución del caos.* Gedisa, Barcelona, España.
- IUCN**, 1978. Categories, Objectives and Criteria: Final Report of the Committee and Criteria of the CNPPA/IUCN. Morges, Switzerland.
- IUCN**, 2004. En: http://cmsdata.iucn.org/downloads/south_korea.pdf
- James P.M., Martin G.**, 1981. *Todos los mundos posibles: Una historia de ideas geográficas.* Juan Wiley e hijos, Nueva York, EEUU, p. 177.
- Jardí M.**, 1990. *Paisaje ¿una síntesis geográfica?.* Revista de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. XXIV, pp. 43-60.
- Jehová de Andrades A., Rubio P.**, 1999. *Geomorfología litoral: una propuesta metodológica sistémica en la llanura costera de Ceará, nordeste de Brasil,* Revista de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. XXXII-XXXIII, pp.165-182.
- Jongman R.H.G.**, 2003. *The difficult relationship between biodiversity and landscape diversity.* Wageningen University and Researchcenter Publications, Netherlands.
- Klir J., Valach M.**, 1967. *Cybernetic Modelling.* Liffie Books, London, United Kingdom.
- Koestler A.**, 1967. *The Act of Creation (part 1).* Penguin, London, United Kingdom.
- Kondracki J., Richling A.**, 1983. *Próba uporządkowania terminologii w zakresie geografii fizycznej kompleksowej.* Przegląd Geograficzny, Warszawa, Polska, Vol. 55.
- Lange O.**, 1977. *Introducción a la Economía Cibernética.* Siglo Veintiuno Editores S.A., México.
- Laurie M.**, 1970. *Objectives of landscape evaluation.* Landscape Researcher Group, Conf. II, American Elsevier Publishing Company, New York, USA.
- Levaggi G.**, 1999. *Teoría General de Sistemas.* Ugerman Editor, Buenos Aires, Argentina.
- Lévy E.**, 1992. *Diccionario Akal de Física.* Ediciones Akal S.A., Madrid, España.

- Lewin R.**, 1995. *Complejidad. El Caos como Generador del Orden*. Metatemas 41. Tusquets Editores S.A., Barcelona, España.
- Ley 12/1985**, de 13 de Junio, de Espacios Naturales de Catalunya, Catalunya.
- Ley 4/1989**, de 27 de Marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestres, España.
- Ley 4/2004**, de 30 de junio, de la Generalitat, de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje, España.
- Ley 42/2007**, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, España.
- Lorenz E.N.**, 1963. *Deterministic nonperiodic flow*. Journal of Atmospheric Sciences. American Meteorological Society, Boston, USA, Vol. 20, pp. 130-141.
- Lorenz E.N.**, 1995. *La Esencia del Caos. Un campo de conocimiento que se ha convertido en parte importante del mundo que nos rodea*. Editorial Debate S.A., Madrid, España.
- Lucio J.V. de , Atauri J.A., Sastre P., Martínez C.**, 2003. *Conectividad y redes de espacios naturales protegidos. Del modelo teórico a la visión práctica de la gestión*, García Mora, R. (Coord) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, España, pp. 207 – 229.
- Łuczyńska-Bruzda M.**, 1969. *Koncepcja rozmieszczenia zespołów etnograficznych w Ojcowskim Parku Narodowym* (Skala 1:10000), Kraków, Polska.
- Maderuelo J.**, 1996. *Nuevas visiones de lo pintoresco: el paisaje como arte*. Fundación César Manrique, Teguiise (Lanzarote), España.
- Maderuelo J.**, 2005, 2006, *El paisaje. Génesis de un concepto*. Abada, Madrid, España.
- Manswelt J.D. van, Stobbelaar D.J.**, 1995. *Proceedings of the second plenary meeting of EU-concerted action: "The landscape and nature production capacity of organic/sustainable types of agriculture"*. Department of Ecological Agriculture. Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
- Martín M.R.**, 1997. Tratado de Derecho Ambiental, Volumen III, Editorial Trivium, Madrid, España.
- Martínez de Pisón E.**, 1993. El paisaje: el punto de vista geográfico. Ecosistemas, Móstoles (España), Vol. 6, pp. 32-35.
- Mateo J.M.**, 2002. *Geografía de los paisajes. Primera parte: paisajes naturales*. La Habana: Universidad de La Habana, Cuba.
- May R.**, 1976. *Simple mathematical models with very complicated dynamics*, Nature Publishing Group, London, United Kingdom, Vol. 261, pp. 459-467.
- McLeod Jr.**, 2000. *Sistemas de Información Gerencial*, Pearson Educación, México, p. 12.
- McNeely J., Thorsell J., Ceballos-Lascuráin H.**, 1992. *Directrices: ordenación de los Parques Nacionales y Zonas protegidas para el Turismo*. Serie de Informes Técnicos N° 13. OMT – PNUMA, Madrid, España.
- Miklós L.**, 1996. *Landscape-ecological theory and methodology: a goal oriented application of the traditional scientific theory and methodology to a branch of a new quality*. Ekologia, Bratislava, Slovakia, Vol. 15, pp. 377-385.
- Miller J. G.**, 1965. *Living Systems: Basic Concepts*. Behavioral Science. SpringerLink, Germany, Vol. 10, N° 3.
- Milton K.**, 1996. *Environmentalism and Cultural Theory. Exploring the role of anthropology in environmental discourse*. Routledge, Londres, United Kingdom.
- Milton K.**, 1997. *Anthropology, culture and the environment*. en *International Social Science Journal (ISSJ)*, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France, pp. 477-495.
- Młynarski S.**, 1979, *Elementy teorii systemów i cybernetyki*. PWN, Warszawa, Polska.

- MMA**, 2002. *Red Natura 2000*. Ministerio de Medio Ambiente, D.G. Conservación de la Naturaleza, Subdirección General de Conservación de la Biodiversidad, Serie Técnica – Formato Digital, Madrid, España.
- Moraes A.**, 2002. *Geografia: Pequena História Crítica*. Editoral Hucitec, Sao Paulo, Brasil.
- Morgan M.**, 1978. *Perspectives on landscape aesthetics*. Progress in Human Geography, UK, Tom 2, Vol.3.
- Morláns M.C.**, 2005. *El Paisaje Visual o Paisaje Percibido (II)*. Universidad Nacional de Catamarca, Argentina.
- Muñoz G.**, 2001. *Los parques nacionales*. Ed. Facsimil. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales: 1962, Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid, España, p. 189.
- Muñoz J.**, 2002. *El paisaje en el ámbito de la Geografía*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Naveh Z.**, 1984. *The vegetation of the Carmel and Nahal Sefunim and the evolution of the cultural landscape*. En: Sefunim Prehistoric Sites in Mount Carmel, Israel. Ronen A. (Ed.), B.A.R. International Series 230. Oxford, UK, pp. 23-63.
- Naveh Z.**, 2001. *The major premises for a holistic conception of multifunctional landscape*. Landscape and Urban Planning, Elsevier, USA, Vol. 57, pp. 269-284.
- Neef E.**, 1967. *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*. Haach, Gotha/Leipzig, Deutschland.
- Nogué J.**, 2007. *La emergencia de territorios sin discurso y de paisajes sin imaginario*, Observatorio del paisaje de Catalunya, Barcelona, España.
- Ojeada J.F.**, 2005. *Percepciones identitarias y creativas de los paisajes marianos*. en *Scrita Nova*. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Barcelona, España, Vol. IX, núm. 187.
- Olwig K.**, 1996. *Environmental history and the construction of nature and landscape*. Environment and History, Cambridge, United Kingdom, Vol. 2, pp. 15-38.
- Ortega N.**, 2006. *Entre la explicación y la comprensión: el concepto del paisaje en la geografía moderna*. En: Paisaje y pensamiento, Abada Editores, Madrid, España, pp. 107-130.
- Ortubai A.**, 1998. *Repercusión de la hipótesis de cambio climático en la vegetación del País Vasco*, El Campo de las Ciencias y las Artes, Servicio de Estudios del BBVA, Bilbao, España, N° 137/2000.
- Ostaszewska K.**, 2002. *Geografia krajobrazu. Wybrane zagadnienia metodologiczne*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Parra F.**, 1990. *La política de espacios naturales: una historia ambigua*. Ciudad y Territorio, Universidad de la Rioja, Logroño, España, N° 83, pp. 67-76.
- Parsegian V.L.**, 1973. *The Cybernetic World of Men, Machines and Earth Systems*. Doubleday Co. Inc., New York, USA, pp. 27-28.
- Perelman C.**, 1997. *El imperio retórico. Retórica y argumentación*. Barcelona: Editorial Norma, España.
- Pérez-Chacón E., Hernández L., Yanes A.**, 2007. *L'impact des aménagements sur les littoraux canariens, en Etienne y Paris (coord): Les littoraux volcaniques: une approche environnementale*. Clermont-Ferrand (France), Ed. Presses Universitaires Blaise-Pascal, Coll. Volcaniques, pp. 173-191.
- Pietrzak M.**, 2004. *Matryce, płaty i korytarze jako operacyjny jednostki terytorialne – Możliwości i ograniczenia. Matrix, patches and corridors as operational territorial units – possibilities and limitation*. A. Cieszewska (red.) Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, 2004, Problemy Ekologii Krajobrazu tom XIV, Warszawa, Polska.
- Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG)** BOE. núm. 74, de 28/03/1989, España.

- Poincaré J. H.**, 1908. *Nauka i Hipoteca*. Nakład Jakuba Mortkowicza, Warszawa, Polska.
- Polakowski K.J.**, 1975. *Landscape Assessment of the Upper Great Lakes Basin Resources: A macro-geomorphic and micro-composition analysis*. En: Zube E.H. col. (Eds.). *Landscape Assessment: Value, Perceptions and Resources*. Dowden, Hutchinson and Ross Inc., Stroudsburg, Pennsylvania, USA.
- Preobrazhenskiy V.S.**, 1966. *Landsaftnyije issledovanije*. Moskva, Nauka, N° 191, p. 11.
- Preobrazhenskiy V. S., Aleksandrova T.D., Kupriyanova T.P.**, 1988. *Foundations of landscape analysis*. Moscow, Russia.
- Prigogine I.**, 1996. *The end of certainty: Time, chaos, and the new laws of nature*. The Free Press, New York, USA.
- Prigogine I., Stengers I.**, 1984. *Order out of chaos: Man's new dialogue with nature*. Bantam, New York, USA.
- Puente L.**, 2002. *El paisaje agrario en el discurso territorial de la P.A.C. y en la Ordenación de los Espacios Rurales*. Los espacios rurales entre el hoy y el mañana. Actas del XI Coloquio de Geografía Rural, N° 11, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Rañada A.F.**, 1986. *Movimiento caótico. El orden y caos*. Libros de investigación y ciencia. Barcelona, España, pp. 66-77.
- Regier H.A.**, 1993. *The notion of natural and cultural integrity*. En: S. Woodley; J. Kay y G. Francis (Eds.), *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press, USA.
- Richling A.**, 1992. *Geografia Fizyczna Kompleksowa*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Richling A., Solon J.**, 1996. *Ekologia krajobrazu*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Robic M.C.**, 1992. *Milieu, région et paysage géographiques : la synthèse écologique en miette?*. En: ROBIC M.-C. (dir.), *Du milieu à l'environnement. Pratiques et représentations du rapport homme/nature depuis la Renaissance*, Economica, Paris, France, pp. 167-199.
- Rodríguez D., Arnold M.**, 1990. *Sociedad y Teoría de Sistemas*, Ed. Universitaria, Santiago de Chile, Chile, Cap. III: Las Teorías Sociológicas de sistema.
- Rodríguez R.**, 1991. *El paisaje de las costas españolas*, Ecored, Mallorca, España.
- Rodríguez J.M.M., Silva E.V. da**, 2007. *La geoecología del paisaje, como fundamento para el análisis ambiental*, REDE-Revista Electrónica de Prodema, Fortaleza, Brazil, Vol. 1, N° 1 pp. 77-98.
- Roger A.**, 2000. *Breu tractat del paisatge*. La Campana. Barcelona, España.
- Roger A.**, 2002. *Morte del paesaggio*. En: *Mouvance: un léxico per il paesaggio. Il contributo fracese*. Lotus Navigator, Roma, Italia, N° 5, p. 94.
- Rougerie G., Beroutchachvili N.**, 1991. *Géosystèmes en Paysages. Bilan el méthodes*. Armand Colin, Paris, Francia.
- Rougerie G., Beroutchachvili N.**, 1994. *Géosystèmes et paysage. Bilan et méthodes*. Documents d'analisi geogràfica. Bellaterra: Servei de Publicacions de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España, N° 25, p. 208-210.
- Rubinstein J.**, 2002. *The cultural landscape. An introduction to human geography*. 7th Edition, Prentice Hall Press, Cranbury, New York, USA.
- Rubio R. P.**, 1995. *Los estudio de paisaje y la teoría de sistemas en: Cambios regionales a finales del s. XX*. Agencia General del Estado (AGE), Salamanca, España, p. 95-98.
- Rubio R. P.**, 1996. *La teoría general de sistemas y el paisaje*, Treballs de la Societat Catalana de Geografia, Barcelona, Espanya, N° 41, Vol. XI, p. 91-104.
- Sánchez Y., Ayala J.**, 2006. *Transformación del paisaje y uso sustentable del ecosistema agrícola andino en el Municipio Rangel, Mérida*. Geenseñanza, Revista Venezolana de Geografía, Universidad de Los Andes, San Cristóbal, Venezuela, Vol. 11, pp. 63-77.

- Sánchez P.**, 1990. *Estudio de la flora, vegetación y paisaje vegetal de las sierras de Segura orientales (Albacete, Murcia)*. Dissertation, Universidad de Murcia, Murcia, España.
- Santos y Gandes L.**, 2002. *Las nociones de paisaje y su implicaciones en la ordenación (Notions about landscape and their implications in planning)*. Ciudades Vol. 7, Universidad de Valladolid, Valladolid, España, pp. 41-68.
- Sauer C.O.**, 1925. *La morfología del paisaje*. en: Bosque F., Ortega F. (coordinadores), *Comentario de textos geográficos. Historia y crítica del pensamiento geográfico*. Oikos-tau, Barcelona, España, pp. 91-95.
- Schmithüsen J.**, 1964. *Was ist eine Landschaft*. Erdkundliches Wissen, Schriftenreihen Institut der Universität des Saarlandes, Deutschland.
- Smuts J.C.**, 1926. *Holism and Evolution*. MacMillan, London, UK.
- Sochava V.S.**, 1978. *Introducción a la Teoría del geosistema (Vvedevie v uchenie o geosistemakh)*, Naouka, Novosibirsk, Rusia.
- Soler J.**, 1992. *Los espacios naturales. Manual de ciencia del paisaje*. Masson S.A., Barcelona, España.
- Solntsev N.A.**, 1997. *La concepción poliestructural del agropaisaje*. En: Cambios del Medio Natural. Aspectos Globales y Regionales, Moscú: Editorial de la Universidad de Moscú, Rusia.
- Soto J., Sevilla L.**, 2000. *Índices de calidad ambiental y salud*. Proyecto ELANEM, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Stewart I.**, 1991. *¿Juega Dios a los dados? La Nueva matemática del Caos*. Grijalbo Mondadori. Barcelona, España.
- Stoddart D.R.**, 1967. *Organism and Ecosystem as geographical Models*. In: R. Chorley & P. Hagett, *Integrated Model in Geography*, Methuen, Londres, United Kingdom, pp. 511-548.
- Thellier M., Ripoll, C.**, 1992. *Bases Thermodynamiques de la Biologie Cellulaire*. Masson, Paris, France.
- Tolón A., Ramírez M^ªD.**, 2002. *El Parque Natural de Sierra María Los Vélez Almería, bases para un Desarrollo Sostenible*. Instituto de Estudios Ambientales, Almería, España.
- Tolón A., Lastra X.**, 2008. *Los Espacios Naturales Protegidos. Concepto, evolución y situación actual en España*. Revista Electrónica de Medioambiente UCM, Madrid, España, pp. 1-25.
- Tress B., Tress G.**, 2001. *Capitalising on multiplicity: a transdisciplinary systems approach to landscape research*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, Vol. 57 (3/4), pp. 143-157.
- Tricart J., Kilian J.**, 1982. *La ecogeografía y la ordenación del medio natural*. Anagrama, Barcelona, España.
- Troll C.**, 1950. *Die geographische Landschaft und ihre Erforschung*. Studium Generale 3, Deutschland, pp. 163-181.
- Troll C.**, 1971. *Landscape Ecology (Geoecology) and Biogeocenology— A Terminology Study*. Geoforum, Elsevier, USA, Vol. 8/71, pp. 43-46.
- Turner M. G.**, 1989. *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 20, pp. 171-197.
- Turner M.G.**, 2005. *Landscape ecology: What Is the State of the Science*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 36, pp. 319-44.
- Turri E.**, 2003. *Il paesaggio degli uomini: la natura, la cultura, la historia*. Zanichelli Editore. Bologna, Italia, p. 311.
- UICN**, 1969. Resoluciones adoptadas para la 10^a Asamblea General de la UICN, Nueva Delhi, India.
- UICN**, 1975. 12^a General Asamblea de la UICN, Editorial Lokole, Kinshasa, Zaire, República Democrática del Congo.

- UICN**, 1994. *Directrices para las categorías de manejo de áreas protegidas, CPNAP con la ayuda de WCMC*. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development)**, 1992. *Earth Summit in Rio de Janeiro in 1992*. Environment, USA, Vol. 34, p.12-36.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.**, 1987. *Landscape ecology*. Bioscience, California, USA, Vol. 37, pp. 119-127.
- Urquijo P.S., Barrera N.**, 2009. *Historia y Paisaje. Explorando un concepto geográfico monista. Andamios*, México, Vol. 5, Nº 10, pp. 227-252.
- Varela F.J.**, 1999. *Invitationaux sciences cognitives*. Editions du Seuil. France.
- Vila J., Varga D., Llausàs A., Ribas A.**, 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Universitat de Girona Documents d'Anàlisis Geografica, Girona, España, Vol. 48, pp. 151-166.
- Viñals M.J.**, 1999. *Los espacios naturales y rurales. Nuevos escenarios del turismo sostenible*. En: Viñals y Bernabé (coords.): *Turismo en espacios naturales y rurales*. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España, pp. 13-34.
- Vink A. P. A.**, 1983. *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, London, United Kingdom, Vol. VII, pp. 264.
- Waibel L.**, 1933. *Was verstehen wir unter Landschaftskunde?*. Geographische Anzeiger, Hann, Deutschland, Vol. 7/8.
- Wilson E.O.**, 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge, UK.
- Zonneveld I.S.**, 1979. *Land Evaluation and Land (Scape) Science. Lectures of Land (Scape) Science, Land(Scape) Survey and Land Evaluation (Pragmatic Land Classification)*. Textbook VII.4. ITC, Enschede, The Netherlands, pp. 134.
- Zonneveld J.**, 1990. Introduction. In *Cultural Aspects of Landscape*. (ed) H. Svobodava. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 7-12.

Enlaces suplementarios:

- <http://www.boe.es/boe/dias/2004/07/20/pdfs/A26294-26316.pdf>
- <http://www.mma.es>
- http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/org_auto/red_ppnn/memoriaRed2003/mem_red_05.pdf#page=16
- http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/natura_2000_network/communicating_natura_2000/natura_networking_init/index_en.htm
- http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_Europarc-Espana/categorias_uicn.pdf
- http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_Europarc-Espana/categorias_uicn.pdf (PROCEDIMIENTO DE ASIGNACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE MANEJO UICN A LOS ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DEL ESTADO ESPAÑOL, EUROPARC-España Junio 2006)

CAPÍTULO II
HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

El conjunto de todo lo presentado hasta esta parte permite conocer los pilares conceptuales básicos para comprender el paisaje como un sistema y concebir las bases teóricas para el análisis del mismo. Es decir, cada análisis conceptual previo constituye dentro del proceso de la investigación uno de los pasos de gran importancia, para el conocimiento. Además, el tratamiento integral del paisaje como un sistema, plantea considerarlo como un modelo muy dinámico para aplicarlo a la investigación. Asimismo, se ha considerado que los conceptos expuestos anteriormente pueden integrar los fundamentos básicos de la Teoría General de Sistemas con la investigación.

De esta forma, una vez que se ha definido el concepto del sistema (mecanismos, requerimientos y limitaciones, diversos conceptos de su comportamiento, incluso su comportamiento caótico), del paisaje (estructura, complejidad y evolución) y los esfuerzos de protección y conservación estrechadamente vinculados al concepto de las áreas naturales protegidas se terminaría la primera etapa de la investigación que determina la base conceptual sólida para la investigación subsiguiente.

Gracias a dicha base teórico-conceptual se ha podido tener una idea clara de cómo hacer ordenar la investigación e integrar diversas reflexiones teóricas con las aplicaciones prácticas. De esta manera, se establecen los instrumentos básicos metódicos basados en la Teoría General de Sistemas y en la Ecología del Paisaje. Es decir, el marco conceptual ha permitido clarificar y unificar los criterios y plantear las preguntas, formar la hipótesis y objetivos generales e específicos.

Debido a que la investigación científica es un proceso que procura obtener información relevante y precisa, es importante obtener conocimientos para lograr los objetivos planeados. En este contexto, el conjunto de ideas presentadas en el capítulo anterior, sirve como base para elaborar un método de trabajo de cuya resolución depende el éxito de la investigación. Así, se indica el camino que se ha de tomar y las técnicas que se ha de aplicar. Por lo tanto, creemos que en esta etapa de la tesis, podemos plantear de forma precisa los diversos objetivos y articular la hipótesis que

pretendemos comprobar en el apartado final de la investigación, si se han alcanzado buena parte de las metas establecidas.

2.1. Planteamiento del problema

El paisaje, como representación de las partes intrínsecas de la Naturaleza, posee los rasgos característicos de los cuales depende su funcionamiento. Por otra parte, la manera de cómo se manifiesta el conjunto de elementos interactuantes de diferentes características que forman un mosaico, tales como los fragmentos de bosque, matorrales, áreas de cultivo, viñedos, carreteras, cursos de agua, áreas urbanas, etc., constituyen un reflejo de todos los fenómenos naturales y procesos antrópicos que tienen lugar en el medio ambiente (Neef, 1967; Turner, 1989; Forman, 1995; Richling & Solon, 1996; Ostaszewska, 2002; Pietrzak, 2004; Brotons, 2007). Desde esta perspectiva, el análisis de la heterogeneidad paisajística se reconoce como uno de los factores fundamentales de la organización espacial y fuente de información de un territorio. Ambas aplicaciones ocasionan que el estudio de los elementos estructurales y su composición a menudo sirvan como base para analizar los efectos de la evolución de la estructura paisajística a lo largo del tiempo.

Desde el punto de vista geográfico y ecológico, la estructura del paisaje está sometida a los cambios ambientales a distintas escalas temporales y espaciales. A su vez, el estudio de la estructura y composición paisajística, así como el análisis de la evolución de los patrones espaciales constituyen un aspecto importante respecto tanto a la planificación y ordenación territorial, como a la gestión, protección y conservación de la Naturaleza.

Bajo una perspectiva general, a pesar de que existen muchos factores de origen natural (p.ej. incendios, sucesión ecológica) que afectan de forma visible a la estructura paisajística, se concibe que la mayoría de los cambios de los usos del suelo está asociado a las actividades antrópicas. Éstas influyen en la organización del paisaje de modo que modifican sus patrones y su configuración espacial y, en efecto, producen su fragmentación. Hecho último que tendremos como aspecto fundamental en la investigación, porque nos explica la dinámica del cambio en un área de interés natural mediterráneo de la franja costera catalana.

El proceso de la fragmentación paisajística, implica la conversión de grandes áreas de hábitat en pequeñas unidades separadas; también produce cambios a escala más reducida de modo que los ecosistemas fragmentados poseen unas nuevas características propias que son diferentes a las que tienen los ecosistemas originales. La comprensión de las relaciones entre la fragmentación y las tendencias evolutivas en la estructura del paisaje es un elemento fundamental para el manejo de las áreas protegidas. En este sentido, existen dos cuestiones necesarias a considerar. Por un lado, se tiene que tener presente que los Espacios Naturales Protegidos (ENP), abarcan paisajes compuestos por diferentes elementos (de origen natural y antrópico) que les confieren una estructura individual, la cual cambia con el tiempo. Por otro lado, la existencia de varias perturbaciones e influencias externas ocasionan que el paisaje de las áreas protegidas debe ser bien gestionado, protegido, conservado y restaurado cuando se introducen alteraciones en él.

En estrecha relación con todo lo expuesto, se propone como estudio o investigación la fragmentación del paisaje concebida como un efecto de la evolución de la estructura paisajística en un ENP.

Puesto que, el paisaje mediterráneo a nivel europeo se caracteriza por ser muy heterogéneo donde los fuegos forestales y otras perturbaciones han fomentado su mayor diversidad y las tendencias de cambios en los usos del suelo son muy variables (Mayers *et al.* 2000; Sala *et al.* 2000), para la investigación se plantea que el área seleccionada para el estudio sea ubicada en un típico paisaje mediterráneo.

Por otra parte, respecto a la gestión y conservación del medio ambiente, así como teniendo en cuenta que los ENP constituyen figuras legislativas para proteger la Naturaleza contra toda transformación destructiva, es importante situar el área de estudios en uno de ellos.

En el año 1986, con la aprobación del Plan Espacial de Protección promovido por la Diputación de Barcelona, fue creado el Parque del Garraf. Unos años más tarde, a saber, en 1992, la Generalitat de Catalunya aprobó el Plan Espacial de Protección promovido por la Diputación de Barcelona para el Parque Comarcal de Olèrdola. Las ampliaciones posteriores de la superficie de ambos parques ocasionaron su unión que tuvo lugar en el año 2002, así como la vinculación con el Parque del Foix, declarado en 1993. Actualmente, los tres parques se sitúan en la parte meridional de la red de las áreas protegidas ubicadas en la provincia de Barcelona (*Xarxa d'espais naturals: La Xarxa de Parcs Naturals i l'Àrea d'Espais Naturals*) diseñada con el propósito de

consolidar espacios naturales en la Región Metropolitana de Barcelona (Proyecto LIFE – Anella Verda cofinanciado por la Unión Europea).

A lo largo de los últimos 50 años, el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola ha sufrido, entre otros ejemplos varias transformaciones estructurales, variaciones en los patrones espaciales, cambios en los usos del suelo, fragmentación de hábitats (bosques, matorrales u otras formaciones vegetales), disminución de la superficie cubierta de la capa vegetal, la construcción urbana e industrial, aparición de las áreas sin cubierta o con la cubierta escasa, la reconstrucción y, en algunas zonas, el aumento de áreas del matorral semidenso. Estos factores facilitan la conclusión que la evolución de la estructura y la fragmentación paisajística son efectos de los procesos naturales (previsibles o caóticos) y de las actividades antrópicas. Por su parte, el modelo de gestión del Parque, coherente con los valores que motivaron su declaración como Espacio de Interés Natural (EIN), fue dirigido a la reconstrucción de los terrenos naturales, seminaturales o a la protección y conservación de las áreas de alto valor cultural.

Respecto a estos acontecimientos, en la investigación se plantea analizar la evolución de la estructura del paisaje comparando su estado en tres fechas diferentes, elaborando mapas de cambios, los cuales se tratan de clasificar al menos como suaves, moderados y profundos. Respecto a la fragmentación del paisaje, concebida como una fuerte modificación de la estructura del sistema paisajístico, se plantea evaluar su grado por medio de diversos índices que permitan la caracterización cuantitativa a nivel de paisaje y de 10 clases de cubiertas y usos del suelo. Asimismo, se pretende establecer las variaciones entre los atributos de diferentes tipos de fragmentos así como la información sobre la evolución de los patrones paisajísticos.

2.2. Hipótesis

Durante el período 1956/57-2006/08 la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (Catalunya), ha sufrido diversos cambios debido a las actividades antrópicas, acontecimientos naturales (previsibles o evolutivos, como la sucesión ecológica), hechos imprevisibles, como los incendios, efectos del cambio climático y efectos secundarios sobre dichos casos.

A partir del análisis de la evolución de la estructura del paisaje, en un período de 50 años aproximadamente, (dividido en dos intervalos temporales de 30 y 20 años cada uno) se pueden establecer varias zonas de mayor y menor grado de transformación paisajística, así como analizar el proceso de la fragmentación del paisaje en el área del estudio por medio de la aplicación de sistemas geomáticos y el cálculo de índices de fragmentación.

También, el proceso de la fragmentación y, sobre todo, los cambios acontecidos antes y después del momento del establecimiento de la protección jurídica (que en el caso del área estudiada corresponde casi a la mitad del período del estudio) pueden diferenciarse de modo significativo.

2.3. Objetivo general

Analizar el problema de la fragmentación y transformación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola (Espacio de Interés Natural) ocurrido entre 1956 y 2008, mediante técnicas geomáticas para poder reconocer los cambios métricos en la estructura natural del Parque, que caracterizan los diversos patrones espaciales del área a nivel del paisaje y que nos permiten interpretar los cambios en su configuración.

2.4. Objetivos específicos

Los objetivos específicos del presente estudio de investigación son los siguientes:

- Realizar una recopilación y evaluación de antecedentes bibliográficos con el propósito de establecer una base teórica y conceptual relacionada con la problemática del estudio (Teoría General de Sistemas, Teoría del Caos y los fenómenos imprevisibles, así como otros conceptos de carácter multidisciplinar que abarcan la temática del paisaje y de áreas protegidas).
- Estudiar y exponer desde un enfoque geoecológico aquellos aspectos implicados en la problemática de la fragmentación de la Naturaleza con el propósito de profundizar el estudio.
- Crear una clasificación común de los elementos del paisaje según diferentes tipos de vegetación y uso del suelo e identificar, determinar y seleccionar los índices de la dinámica y evolución del paisaje (tipología y superficies,

número, tamaño, formas, diversidad, yuxtaposición, distancia al fragmento más próximo, aislamiento y riqueza, relación perímetro/área, entre otros) para el estudio.

- Identificar los elementos del paisaje y elaborar los mapas de la estructura del paisaje en 1956/57, 1983/87 y 2006/08 mediante la adaptación y actualización de los datos de Muñoz & Rubio (2008), así como a través de la interpretación de las ortofotomapas escala 1:5000 de los años 1983-1987, 2006 y 2008 utilizando el software ArcGis 9.3.
- Calcular los 25 índices y métricas de paisaje para analizar la estructura del paisaje en el área estudiada, la variación del mosaico paisajístico y otros atributos de fragmentación utilizando las extensiones de ArcGis, tales como el Patch Analyst software, y el programa FRAGSTAT (Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps) junto con hojas de cálculo Excel.
- Presentar de forma gráfica el grado de los cambios ocurridos en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola durante tres períodos estudiados (1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08 y 1956/57–2006/08 por medio de la comparación de los mapas de la evolución del paisaje elaborados para los períodos 1956/57, 1983/87 y 2006/2008.
- Identificar y evaluar, a través de la variación en el número y en la superficie de distintas coberturas naturales y usos de suelo, el grado de los cambios acontecidos en la estructura del paisaje en tres intervalos temporales: 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08 y 1956/57-2006/08.
- Finalmente, sobre la base de los valores numéricos de cambio entre las diferentes cubiertas y usos del suelo, elaborar las matrices de cambio del paisaje para los tres períodos analizados.

2.5. Bibliografía específica

Brotons L., 2007. *Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico*. pp. 137-156. En: Camprodon J., Plana E. (editores). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España.

Forman R.T.T., 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. University Press, Cambridge, UK.

- Myers N., Mittermeier C. G., Mittermeier R. A., Fonseca G. A. B., Kent J.**, 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature, London, UK, Vol. 403, pp. 853–858.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico Proyecto: Evaluación geoecológica propuesta de uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*, Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, Cataluña.
- Neef E.**, 1967. *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*, Haach, Gotha/Leipzig, Deutschland.
- Ostaszewska K.**, 2002. *Geografia krajobrazu, Wybrane zagadnienia metodologiczne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Pietrzak M.**, 2004. *Matryce, płyty i korytarze jako operacyjne jednostki terytorialne – możliwości i ograniczenia (Matrix, patches and corridors as operational territorial units – possibilities and limitation)* A. Cieszewska (red.) Płyty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, 2004, Problemy Ekologii Krajobrazu tom XIV, Warszawa, Polska.
- Richling A., Solon J.**, 1996. *Ekologia krajobrazu*, Wydawnictwo Naukowe, PWN, Warszawa, Polska.
- Sala O.E., Stuart Chaplin III F., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff L., Walker B.H., Walker M., Wall D.**, 2000. *Biodiversity Global biodiversity scenarios for the year 2100*. Science 287, London, UK, pp. 1770-1774.
- Turner M.G.**, 1989. *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review Ecological Systems, California, USA, Vol. 20, pp. 171-197.

CAPÍTULO III
PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA

El área de estudio seleccionada corresponde al Parque del Garraf y Olèrdola, que constituye un Espacio de Interés Natural (EIN), ubicado en la provincia de Barcelona y gestionado operacionalmente por el Área de Espacios Naturales de la Diputación de Barcelona.

Para la selección de esta área influyeron varios factores entre los cuales, en primer lugar, cabe destacar que es una zona mediterránea de gran diversidad paisajística y medioambiental. Es importante señalar que la aparente heterogeneidad paisajística del parque es el resultado, en una parte, de los procesos naturales (previsibles o imprevisibles), tales como la sucesión ecológica, los incendios o las plagas y, en otra parte, de las actividades antrópicas las cuales se asocian estrechamente con múltiples cambios de uso/cobertura del territorio que con el tiempo provocaron e intensificaron varios impactos ambientales y paisajísticos, que generaron la fragmentación de este paisaje.

Puesto que la heterogeneidad paisajística expresa el carácter, la dinámica, la calidad y la diversidad del territorio mediterráneo, desempeña también un papel importante la selección de estos espacios naturales declarados como protegidos. En este aspecto, la diversidad del paisaje mediterráneo da lugar a una variedad de áreas protegidas que representan distintas categorías de protección legalmente asignadas cuya creación tiene por objetivo garantizar la permanencia y conservación de los terrenos más representativos en el paisaje de esta zona.

Bajo este marco de referencia, aparece el segundo motivo de selección del Parque del Garraf y Olèrdola como área de investigación. La gran importancia concedida a los estudios de la heterogeneidad de los paisajes mediterráneos compuestos por los espacios naturales, y también, antropizados, así como varias iniciativas de su protección ocasionan que, el presente estudio de investigación, se lleva a cabo en el ámbito de un espacio natural protegido en el cual se mezclan los paisajes de gran valor ambiental con paisajes antropizados cuya transformación está directamente relacionada con las

actividades desarrolladas con anterioridad a la declaración de este espacio como protegido.

Entre otros criterios aplicados en la selección de este área para investigar se encuentran: la disponibilidad del material fotográfico y cartográfico facilitado por el Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) y adaptado por los estudios realizados por Muñoz & Rubio (2008) por encargo de la Diputación de Barcelona, la posibilidad de desarrollar un estudio en un período relativamente largo (50 años aproximadamente), y finalmente, la oportunidad de comparar las posibles diferencias en la evolución de la estructura del paisaje del área sin y con la protección legal establecida.

A continuación se presenta una breve descripción de la zona de estudio en la que se exponen las condiciones ambientales y sociales, el marco legal y administrativo, también numerosas propiedades que otorgan la importancia del paisaje de la zona para su protección y permiten juzgar su valor, así como un conjunto de actividades antrópicas que se convierten en graves amenazas para la biodiversidad y el paisaje del parque. Finalmente, se procede a identificar varios aspectos que determinan que el paisaje mediterráneo se pueda clasificar según la dominancia y/o la diversidad de elementos que aparecen en él, como variado o monótono.

3.1. Espacio Natural Protegido del Garraf y Olèrdola

El Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola es uno de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) ubicados en la Provincia de Barcelona perteneciente a la Comunidad Autónoma de Catalunya (España). Este ENP comprende tres figuras de protección unidas en el año 2002, el Parque del Garraf, el Parque Comarcal de Olèrdola y el Parque del Foix. Los tres parques se sitúan en la parte meridional de la *Red de las Áreas Protegidas (La Xarxa d'Espais Naturals: La Xarxa de Parcs Naturals i l'Àrea d'Espais Naturals)* diseñada con el propósito de consolidar los ENP en la Provincia de Barcelona. El Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola está incluido al Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN) y a la Red Natura 2000.

3.2. Descripción de la zona de estudio

El Parque del Garraf fue creado en el año 1986 con la aprobación del *Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural del Garraf*,

promovido por la Diputación de Barcelona y aprobado por la Generalitat de Catalunya, con el objetivo de *garantizar la conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural, junto con la promoción del uso sostenible de los recursos naturales* (DIBA, 2008). Unos años después, en 1992, a iniciativa de la Diputación de Barcelona, se declaró (mediante la aprobación del *Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje de Espacio Natural de Olèrdola*) el Parque Comarcal de Olèrdola con el objetivo de *hacer compatibles sus valores biológicos y culturales con las actividades socioeconómicas de sus habitantes, y de poner a disposición de la sociedad un marco idóneo para las actividades de ocio, educación ambiental e investigación* (DIBA, 2008, 2010). Ambas áreas protegidas constituyen unos espacios únicos en la Provincia de Barcelona debido a la singularidad del paisaje que protegen y a la presencia de los elementos de gran importancia geológica, biológica y arqueológica.

Las modificaciones posteriores del Plan Especial de Protección del Parque del Garraf ocasionaron que la Diputación de Barcelona junto con los municipios en los que se encontraba distribuido el parque, propusieran una última modificación que consistía en la ampliación territorial de este área natural protegida con el fin de establecer su conexión física con el Parque Comarcal de Olèrdola y el Parque del Foix, declarado en 1993. La unión de estos tres espacios naturales, conjuntamente denominados como el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola, finalmente tuvo lugar en el año 2002 por acuerdo de la Comisión de Urbanismo de Barcelona de 19 de noviembre de 2001 oficialmente publicado en el DOGC núm. 3.592.

Desde el año 2000, el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola está hermanado con la Riserva Naturale Monte Soratte y, desde el año 2001, con el Parco Naturale Della Maremma situados en la Provincia de Roma y en Toscana, en Italia.

3.2.1. Estado natural

3.2.1.1. Ubicación y superficie

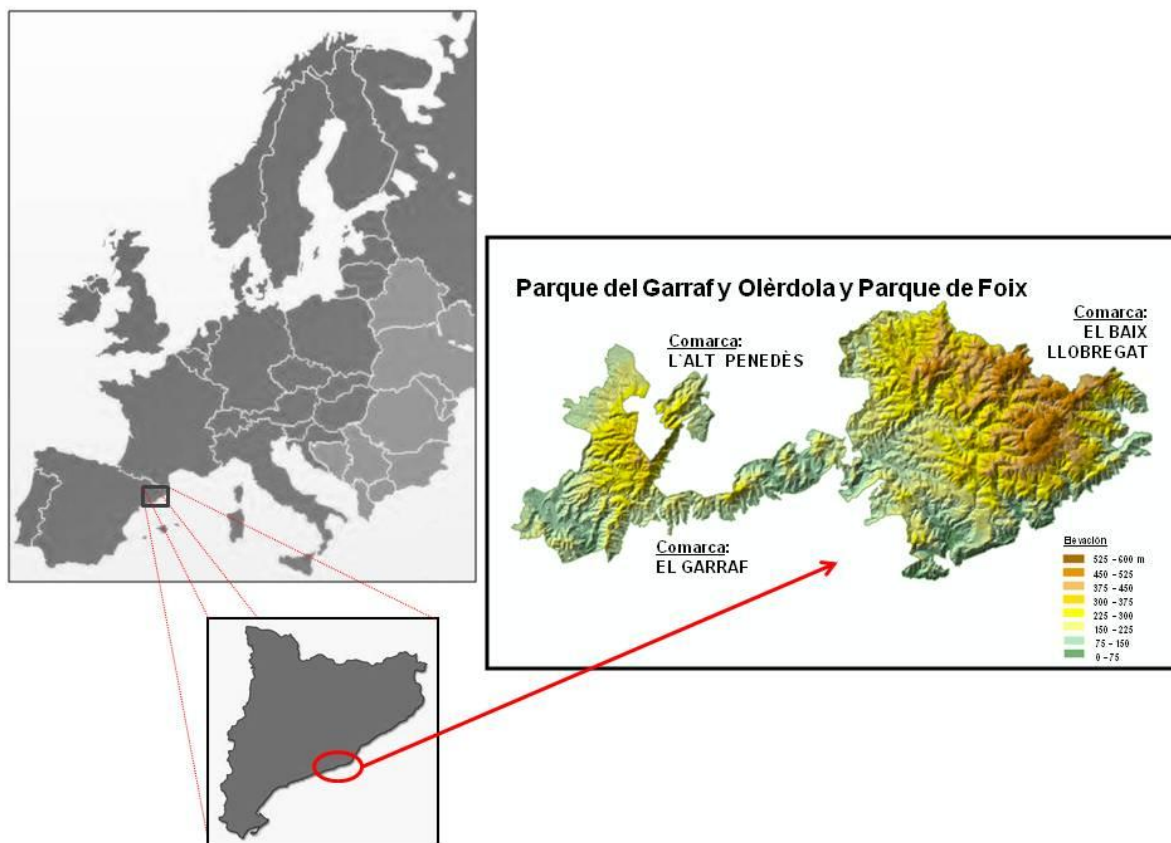
El Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola está ubicado en la parte suroeste de la Cordillera Litoral Catalana entre 41° 14' y 41° 20' de altitud Norte y 1° 37' y 1° 58' de longitud Este, alcanzando una superficie total de 12.984 hectáreas (12.376 ha. del Parque del Garraf y 608 ha. del Parque de Olèrdola) (DIBA, 2008, 2010) (véase Mapa n°1); constituye un conjunto de montañas de perfiles suaves que van desde el nivel del mar hasta las alturas máximas de los 593 metros en la cima de La Morella

(Parque del Garraf) y de los 465 metros en la cumbre del Pic de l'Àliga (Parque de Olèrdola), y también una serie de llanuras ubicadas alrededor del Pantano de Foix (véase Mapa n°2).

En cuanto a las unidades geográficas, este ENP está extendido sobre el macizo del Garraf-Ordal, entre el valle interior del río Llobregat (al este), la depresión prelitoral del Penedès (al noreste) y el mar Mediterráneo (al sureste).

A nivel administrativo, el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola está localizado en la Provincia de Barcelona (Comunidad Autónoma de Cataluña en España) (véase Figura n°11) entre las comarcas de El Baix Llobregat, L' Alt Penedès y El Garraf.

Figura n°11. Ubicación de la zona de estudio y su mapa hipsométrico.



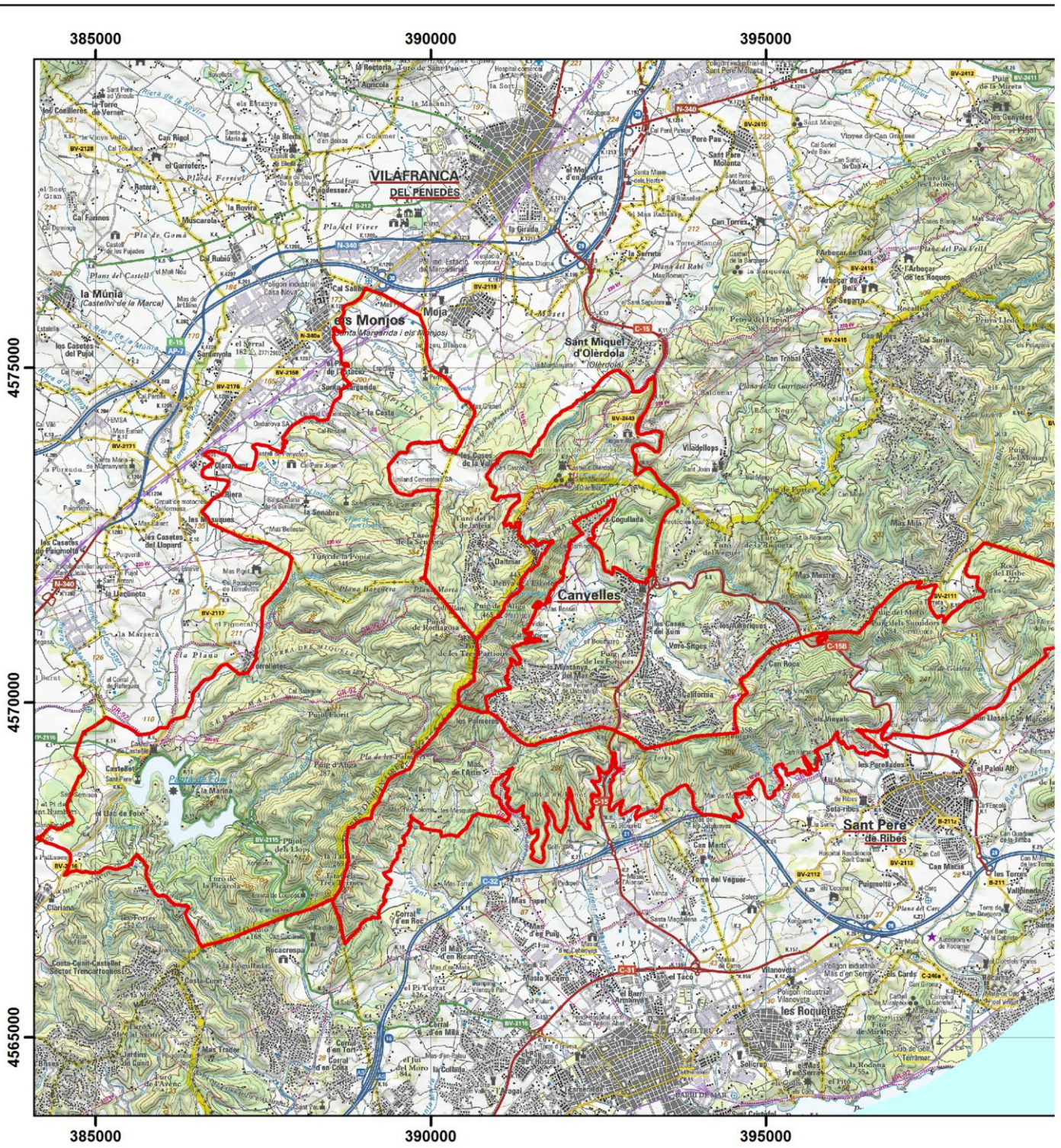
Fuente: Elaboración propia.

3.2.1.2. Geología y geomorfología

El sustrato geológico del área estudiada se caracteriza por el dominio de rocas calcáreas y materiales margosos del secundario, generalmente cretácicos. Además, cabe

MAPA n°1

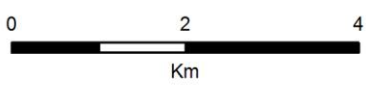
LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



MAPA 1. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



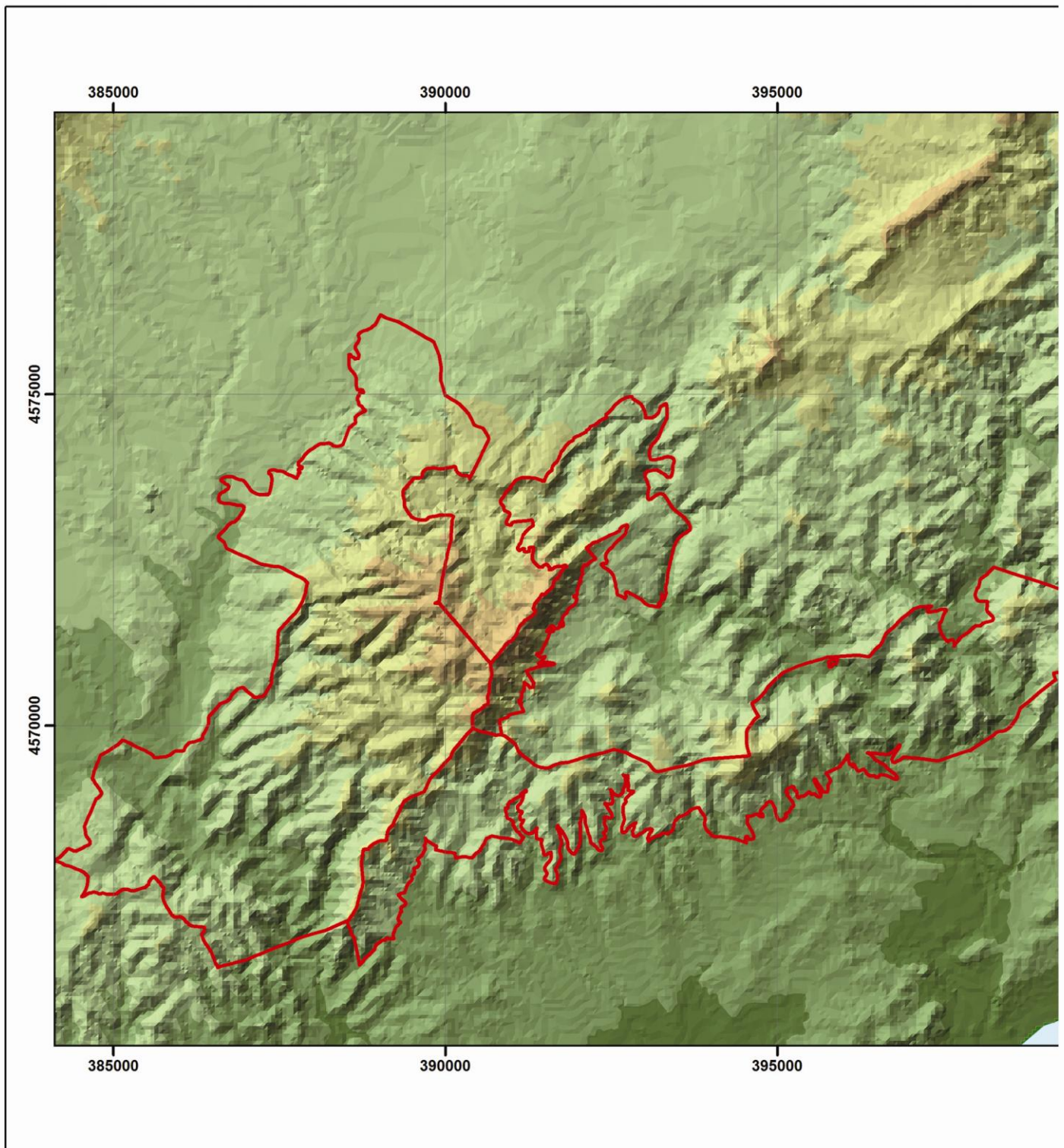
 Límite del Parque



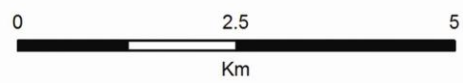
(Elaboración sobre la base del mapa comarcal en escala de 1:50 000 (Institut Cartogràfic de Catalunya, Hoja 17 (Garraf))

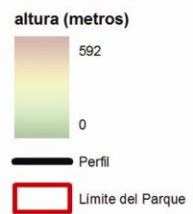
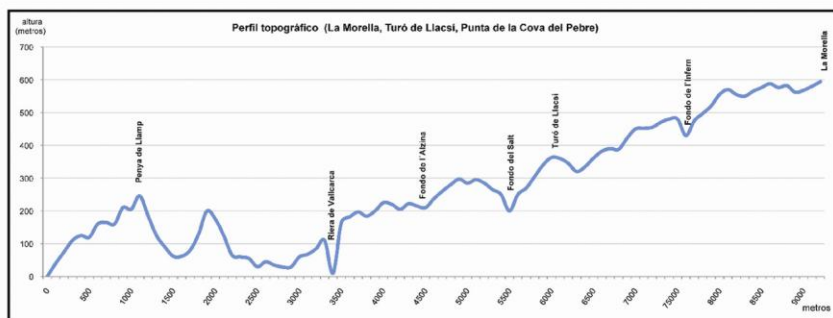
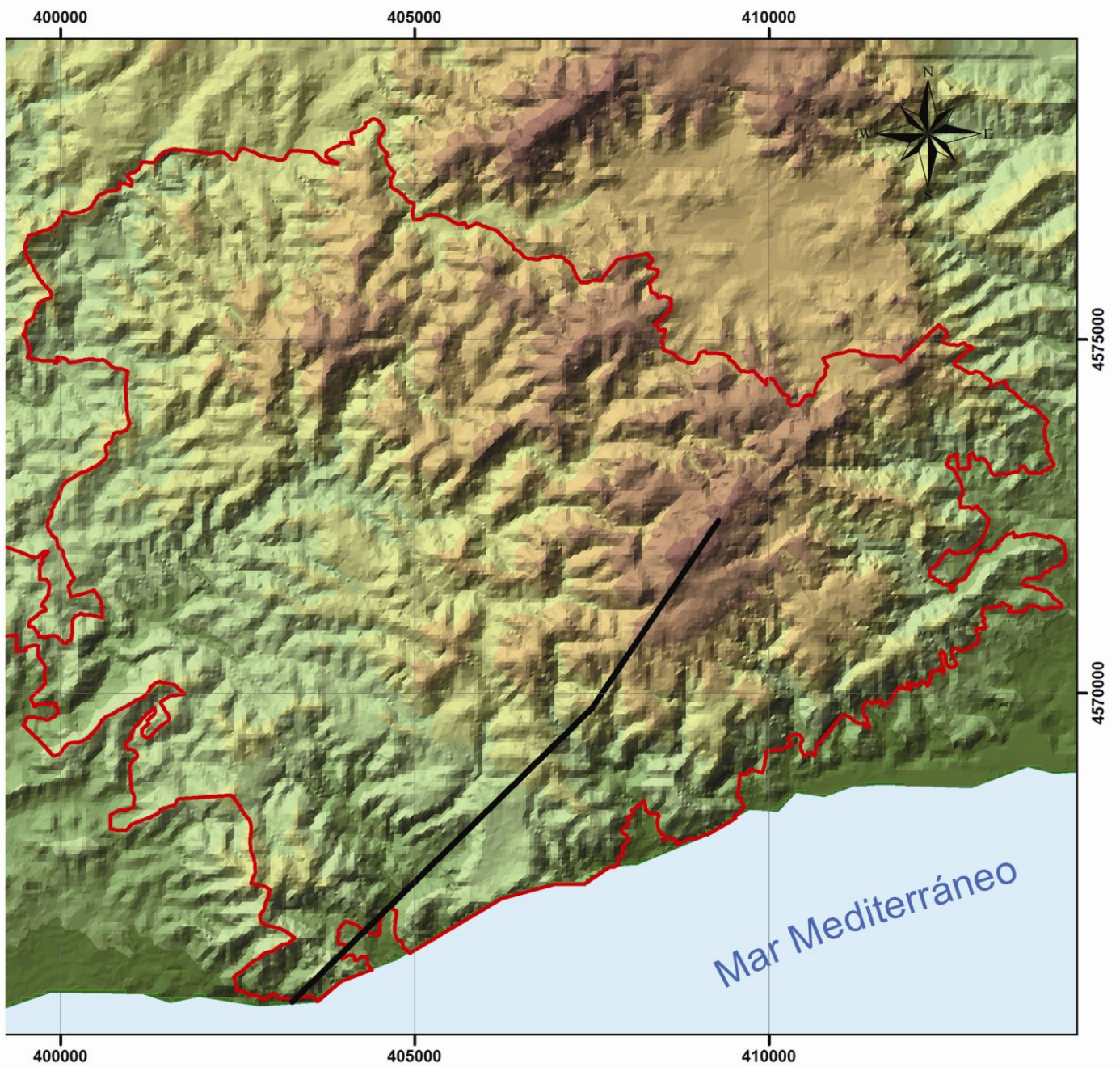
MAPA nº2

MODELO DIGITAL DE TERRENO (MDT)



MAPA 2. MODELO DIGITAL DE TERRENO DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA



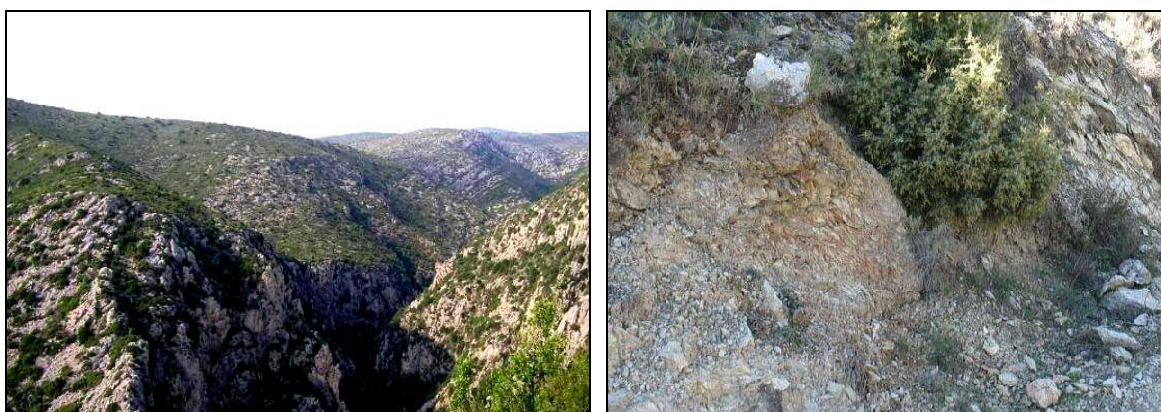


(Elaboración propia)

destacar la presencia de areniscas, arcillas rojas, filitas y conglomerados encontrados en el sector oeste del Parque de Foix y el sector norte del Parque de Olèrdola.

Desde el punto de vista estructural, gran parte del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola corresponde al macizo de Garraf, el cual se diferencia en la zona como una unidad orográfica singular que separa la fosa Vallés-Penedès de las de Barcelona y Tarragona. El macizo tiene una estructura calcárea bien definida de modelado suave y redondeado cuyas altitudes máximas alcanzan unos 600 metros aproximadamente. Está formado principalmente por una amplia y compacta cobertura mesozoica representada por las calizas y las dolomías fuertemente karstificadas (véase Foto n°1) pertenecientes al Jurásico superior y Cretácico inferior (intervalo Kimmeridgiense-Barremiense) (Albrich *et al.* 2006; Moreno, 2007) (véase Figura n°12). Esta gruesa cobertura mesozoica reposa sobre los materiales del Triásico (con dominio de las calcáreas, los conglomerados, los asperones y el gres), los cuales se encuentran desarrollados por encima de un zócalo de materiales paleozoicos (ordovícicos y silúricos). Todas las rocas paleozoicas han sido afectadas por un metamorfismo regional en la facies de los esquistos verdes y por una deformación polifásica (Benet, 1990).

Foto n°1. *El sustrato geológico del parque son calizas y dolomías del Jurásico y Cretácico. En la foto de la izquierda, que representa el paisaje del Parque del Garraf, se puede observar los perfiles suaves de la compacta superficie calcárea de color gris claro. Las rocas sedimentarias carbonatadas como por ejemplo las calizas (foto derecha) son notablemente karstificadas y por los colores claros.*



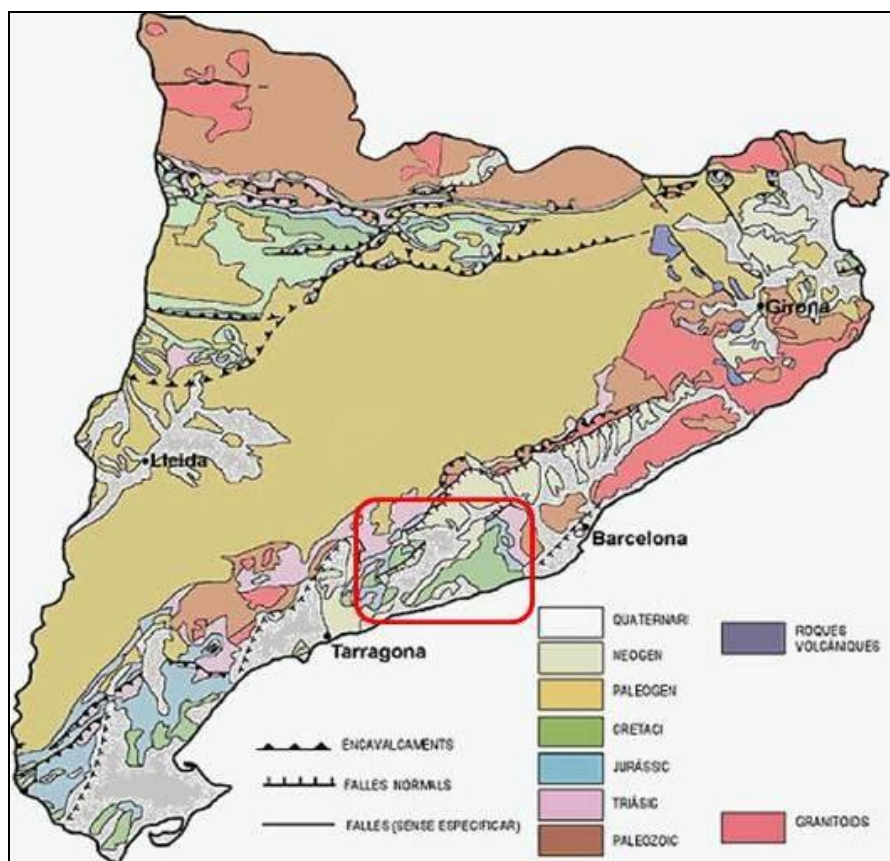
Fuente: Fotografías de M. Szek.

En función de las características estratigráficas del macizo de Garraf, Albrich *et al.* (2006) distinguen siete unidades, tales como: la formación dolomías de Les Agulles, la formación dolomías superiores del Garraf, la Formación calizas y dolomías de la Pleta,

la formación calizas y margas de Els Mangraners, la formación Calizas de Los Polacos, la formación calizas y margas de Les Artoles y la unidad de La Mola.

En cuanto a la tectónica, el macizo de Garraf se caracteriza por los pliegues de suave radio de curvatura y por una densa y abundante red de facturas de dirección NE-NW y NW-SE y N-S (Albrich *et al.* 2006) formadas en consecuencia de la superposición de dos fases de deformación. La fase principal de deformación, según señala Benet (1990), dio lugar a una foliación cuya distribución en el área muestra una estructura inmersa al NE. La fase de deformación posterior originó una crenulación (deformación por micropliegues apretados, paralelos entre sí, y frecuentemente agudos) mucho más irregularmente distribuida, tanto en intensidad como en disposición en el espacio. En efecto, el bloque que conforma el macizo del Garraf tiene una estructura inclinada hacia el suroeste en la cual las capas de los materiales pertenecientes al Paleozoico afloran en la zona oriental del parque, sobre todo, en la zona inferior del valle del Llobregat. Respecto a la evolución paleogeográfica, ésta va directamente relacionada con dos ciclos sedimentarios y tectónicos, es decir, el ciclo herciciano y alpino.

Figura n°12. El área de estudio dentro del contexto geológico general de Cataluña.



Fuente: www.gencat.cat

Otro elemento a considerar se refiere a la morfología de la zona. El macizo del Garraf constituye una de las zonas kársticas más importantes de Cataluña integrando las formas típicas de la morfología kárstica fósil y un sistema de karst activo profundo que confieren al macizo un aspecto abrupto. Las formas superficiales más importantes están representadas por los lapiazes (lenares) de dimensiones pequeñas y medianas, los canales, las simas, las estrías o los surcos de erosión y las dolinas. Las agrupaciones de dolinas más importantes en el parque son las del plan d'Ardenya, de Campgras, de la Morella y de Basses; También es remarcable un poljés denominado como el Poljés de Begues, de unos 2 km de longitud. Entre las formas subterráneas excavadas por corrientes de aguas subterráneas presentes en la zona cabe destacar una red de cavidades. Se trata de cuevas o galerías, más o menos horizontales, que se estrechan en túneles y pasillos, las salas de dimensiones considerables que localmente se forman entre la intersección de dos cavidades, los pozos de desarrollo vertical y las concreciones calcáreas comúnmente representadas por las estalactitas, las columnas y las estalagmitas. En total se ha distinguido en el parque cerca de 400 distintas formas de cavidades subterráneas.

Topográficamente, el macizo del Garraf se caracteriza por una alineación principal de elevaciones dirección SW-NE que culminan en la Morella, y alineaciones secundarias que siguen una dirección similar, con las Sierras de la Guàrdia, Bassa Llacuna y Puig de la Mola. A medida que avanza hacia poniente, el relieve se suaviza hasta llegar a las depresiones de Sant Pere de Ribes, Vilanova i la Geltrú y Cubelles. La línea litoral se caracteriza por presencia de los acantilados extendidos de forma mayormente continua, localmente interrumpidos por pequeñas calas.

3.2.1.3. *Clima*

La ubicación geográfica determina un clima típico mediterráneo seco que presenta una fuerte irregularidad estacional térmica y pluviométrica. En términos generales, el clima se caracteriza por tener los inviernos suaves y húmedos, los veranos calurosos y secos, las lluvias concentradas en la primavera y el otoño (escasas pero torrenciales), la elevada radiación solar y las tasas altas de evaporación.

Dada la falta de una estación meteorológica ubicada en el parque, los datos que se analizan a continuación proceden de los observatorios de su entorno más cercano, es decir, de Begues, Gavà, Foix y Sant Pere de Ribes (véase Tabla nº3).

En lo que concierne a las precipitaciones, su media anual es relativamente elevada, sobre todo hacia el noreste de la zona y en los lugares más altos. Los observatorios en los cuales se registran los valores más altos corresponden al Begues con una media anual de 7.12,7 mm. y al Gavà con 643 mm.. Estos valores se diferencian de los datos de otras estaciones que registran las medias anuales entre 500 y 600 mm. (Sant Pere de Ribes (542 mm.) y Foix (563 mm.)). De acuerdo con estos datos se ilustra una tendencia a la reducción de las precipitaciones hacia el sur.

Tabla nº3. Datos climáticos medios de los observatorios próximos al Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola.

Datos medios anuales	Begues	Foix	Gavà	Sant Pere de Ribes
<i>Precipitación (mm)</i>	7.12,7 mm	563 mm	643 mm	542 mm
<i>Temperatura media (°C)</i>	12,7	15,3	17,0	15,1
<i>Media de temperaturas máximas (°C)</i>	27,0	29,4	29,2	29,6
<i>Media de temperaturas mínimas (°C)</i>	1,6	12,6	6,6	6,1

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Servei Meteorològic de Catalunya y de los estudios de Mazón (2008).

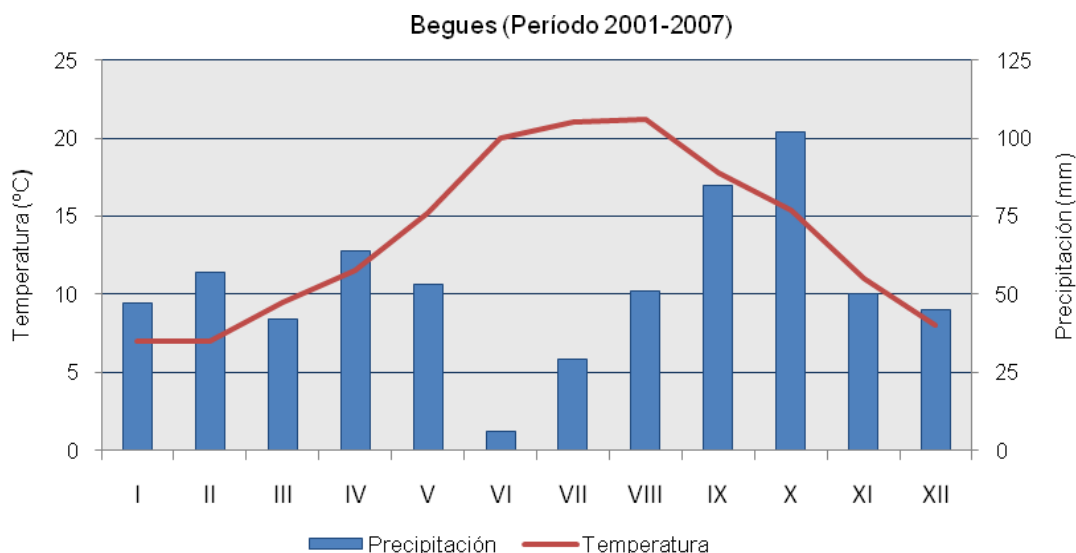
En cuanto a la distribución mensual, las lluvias son escasas, intensas y mal repartidas; se caracterizan por una notable variabilidad interanual y una elevada irregularidad estacional. Las precipitaciones medias mensuales, tal y como se puede observar en el climograma (Figura nº13) elaborado a partir de las medias de las series 2001-2007 de Begues, tienen un máximo en el otoño (septiembre y octubre) y durante esta estación pueden tener carácter torrencial provocando una erosión mecánica extraordinariamente potente que genera y modela el paisaje del área estudiada, y un mínimo en verano (junio) cuando predominan los anticiclones subtropicales que acarrea como consecuencia la presencia de sequías estivales muy pronunciadas.

La humedad relativa se mantiene alta todo el año debido a la proximidad del mar, con los valores que oscilan sobre el 80%.

Respeto a las temperaturas son bastante moderadas (véase Tabla nº3) y están sometidas a las variaciones topográficas e influenciadas por la proximidad del mar. No obstante, la termorregulación marina (efecto atenuador térmico del agua del mar) reduce las grandes variaciones térmicas de modo que la temperatura media anual (véase Tabla

nº3) oscila entre los 12,7 °C. en Begues y los 17 °C. en Gavà. En los meses más fríos (véase Figura nº13) las temperaturas oscilan alrededor de los 6,5 °C. (enero, febrero), mientras que en los meses más cálidos la temperatura varía entre los 21,1 °C. (julio) y 21,4 °C. (agosto).

Figura nº13. Climograma correspondiente al período 2001-2007.



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos compilados del Servei Meteorològic de Catalunya.

El viento se mantiene débil o moderado durante buena parte del año, con valores sobre los 3 km/h. (Begues). En invierno predomina la componente norte y oeste, mientras que en verano predomina la sur y sur-oeste. En cuanto a los datos de series largas, el viento dominante en la zona occidental y en las zonas más elevadas del macizo es de componente norte y oeste, mientras que en la zona más oriental y litoral, el viento del sur-oeste (Mazón, 2008).

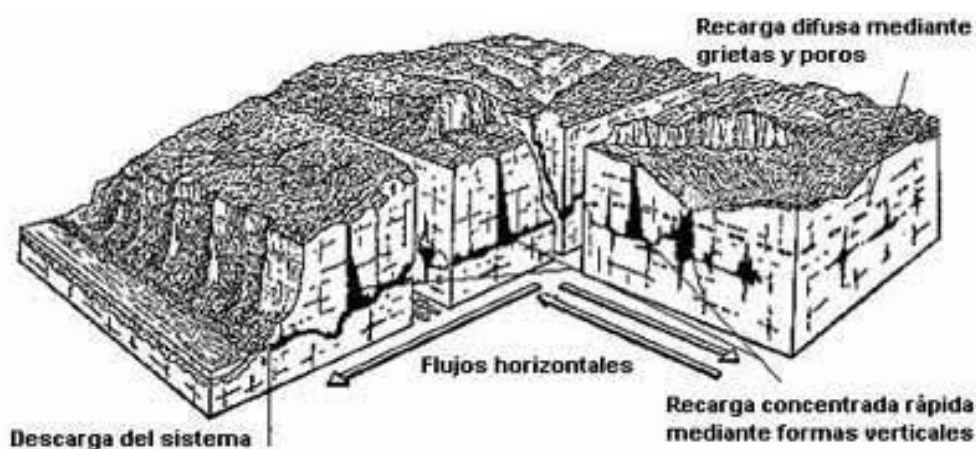
3.2.1.4. Hidrología

La hidrología de la zona del Espacio Natural de Interés del Garraf y Olèrdola está condicionada por la particular estructura geológica y su rica morfología kárstica. Debido a que la mayor parte de los terrenos que conforman esta área protegida están compuestos por las rocas sedimentarias carbonatadas (calcáreas, margas, dolomías), las cuales tienen muy baja solubilidad intrínseca, el intenso proceso de disolución (karstificación)

ocasiona una elevada permeabilidad de estos sustratos de modo que las precipitaciones no son retenidas por el suelo sino se infiltran hacia las capas interiores formando acuíferos. En conjunto, se identifican cuatro cursos fluviales con caudales poco abundantes pero de largo recorrido que se asientan sobre el territorio de este espacio protegido y desembocan en el mar Mediterráneo. Los cursos identificados son: la riera del Jafre ubicada al oeste del macizo del Garraf, la riera de Begues que cruza esta área protegida en su parte central, la riera de Canyelles cuyo curso lo atraviesa en dos sectores, en un principio avanzando por el este del límite del Parque de Olèrdola y posteriormente discurriendo por la parte centro-este del Parque de Garraf en donde se denomina la riera de Vilafranca, y el río Foix con típico régimen de los ríos mediterráneos ubicado al suroeste de la zona del estudio.

Mientras que las aguas superficiales son escasas y además presentan un régimen torrencial de funcionamiento irregular o esporádico, paralelamente se forma un abundante sistema de numerosos canales, ríos y torrentes que constituyen una red subterránea de drenaje (véase Figura nº14). El río subterráneo más importante en la zona denominado la Falconera tiene un recorrido explorado de mas de 600 m. y alcanza una profundidad sobre el nivel del mar de 81 m. El caudal medio anual de este río es de 500 l/s y en los meses estivales disminuye a los 200 l/s. mientras que en las fuertes avenidas alcanza un máximo instantáneo de 10.000 l/s. (DIBA, 2010).

Figura nº14. *Esquema de un macizo kárstico compuesto de rocas carbonatadas (principalmente calizas y dolomías) que muestra un sistema de flujos y de recarga natural de las aguas de infiltración. Los acuíferos kársticos son mucho más complejos en la definición y caracterización de vulnerabilidad debido a la heterogeneidad y anisotropía de los horizontes acuíferos, la relación entre la estructura geológica, el relieve y las formas asociadas al drenaje (superficial y subterráneo), la dinámica del flujo subterráneo, la evolución hidrológica y el grado de actividad antrópica del sistema kársticos.*



Fuente: Adaptado de Molerio (1985, 2004).

Entre otros torrentes subterráneos presentes en el área de estudio cabe destacar la Punta Ginesta, el Pas Trencat, la Penya Roja, les Conques, la Cala Morisca, la Punta de la Cova del Pebre, la Cala del Forn y la Cala d'Aigua Dolç. En relación con la conducta de las aguas subterráneas se distinguen dos cuencas subterráneas: una de mayor tamaño que corresponde al dominio de la Falconera y otra más pequeña del dominio de Castelldefels. En cuanto a las cuencas superficiales, en sus estudios Muñoz & Rubio (2008) identifican 9 cuencas hidrográficas que, según estos autores, son fácilmente identificadas por medio del análisis de las coberturas de la red hídrica.

Dentro del sistema hídrico que está condicionado principalmente por la irregularidad y torrencialidad de las corrientes y por el desequilibrio entre el tamaño de las cuencas (Bayer & Guasch, 2001), cabe destacar también varias balsas de origen natural y artificial entre las cuales la más extensa es el Pantano de Foix (véase Foto n°2) construido entre 1903 y 1928, y ampliado en 1936. La posición del embalse está determinada por la cuenca del río del mismo nombre aunque varias dificultades, por ejemplo grandes pérdidas de agua por infiltración (debido al sustrato kárstico que domina en esta zona), retrasaron su construcción y puesta en marcha. Indudablemente, con el Embalse de Foix se ha logrado un régimen hidrológico estacional más regular debido a la manipulación del caudal así como a la modificación del ciclo del agua.

Foto n°2. El Pantano de Foix – el embalse de origen artificial construido principalmente con el objetivo de la regulación del sistema hídrico y del desarrollo agrario de la comarca tras la crisis de la viña ocasionada por la plaga de la filoxera a finales del siglo XIX. Actualmente el Embalse de Foix tiene las funciones más ecológicas, científicas y recreativas que las del suministro del agua.



Fuente: Fotografías de M.Szek.

La calidad del agua subterránea en el área seleccionada para la investigación es muy heterogénea. Debido a la alta permeabilidad del sistema de fisuras y conductos kársticos, existen zonas en las que las aguas son de buena calidad, mientras que en otras están notablemente contaminadas. La contaminación del agua se debe, por un lado, a la salinización presente, sobre todo, en las áreas costeras, y por otro lado, a un notable aporte de sustancias contaminadas procedentes del vertedero de basuras que el Ayuntamiento de Barcelona instaló en el 1973 en la zona central del macizo. Se ha de destacar que en la calidad del agua influye también la intensa proliferación de urbanizaciones marginales y la utilización de los fertilizantes, especialmente en la agricultura circundante al parque.

3.2.1.5. Edafología

Existen diversos factores que influyen en el desarrollo y las características de los suelos distribuidos en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola. Entre ellos, los más importantes son los que van directamente relacionados con las duras condiciones ambientales a las que se suman la falta del agua superficial (debido al tipo de sustrato), la escasa vegetación, la forma del relieve, y sobre todo, las variables condiciones climáticas intensificadas por la gran insolación térmica e irregularidad pluviométrica estacional. Estos factores ocasionan que los suelos sean poco profundos, con colores pardos vivos, ocre y rojos (debido a la liberación de óxidos de hierro contenidos) y, en general, presentan una fuerte relación con las rocas madres de las que derivaron.

Los suelos que dominan en la zona del estudio, distinguidos según la clasificación americana *Soil Taxonomy System*, pertenecen a los grupos y subgrupos de los entisols, inceptisols, mollisols y aridisols. En algunos sectores son ricos en calizas y arcillas, y no contienen carbonatos libres. Su pH es ligeramente básico y oscila entre 7 y 7.5.

En lo que concierne a las propiedades, los entisols son los suelos jóvenes sin horizontes de diagnóstico claramente desarrollados debido a la erosión o a que el tiempo de la formación del suelo era demasiado corto. Los inceptisols también se caracterizan por ser suelos jóvenes, con débil a moderada alteración de los materiales que los constituyen, por lo que conservan algunas semejanzas con el material parental que les ha dado el origen. Los aridisols corresponden a los suelos secos con poca disponibilidad del agua y que no tienen un horizonte arcilloso. Entre sus horizontes edáficos habituales cabe destacar el horizonte óchrico, cálcico o cámbico. El resto de los suelos presentes

en el parque se caracteriza por ser espesos y ricos en materia orgánica representados por los mollisols, y profundos, arenosos y con una buena permeabilidad y drenaje.

3.2.1.6. Estructura de vegetación y su composición

La vegetación que se encuentra en el Parque del Garraf y Olèrdola es netamente mediterránea prácticamente invariable a lo largo del año y bien adaptada tanto al clima seco y caluroso y a la naturaleza calcárea del suelo, como a la falta de agua. Durante la época seca (de junio a finales de septiembre) el crecimiento es bastante lento y limitado, y aumenta en el período de lluvias primaverales las cuales producen una importante recarga anual de agua en el suelo. De marzo a principios de junio las plantas empiezan a florecer llegando a su plenitud entre finales de abril y principios de mayo. La mayoría de las plantas que se pueden encontrar en el parque son perennifolias (conservan el follaje verde durante todo el año), y gracias a la transpiración de sus hojas que reduce la pérdida de agua, pueden sobrevivir en las duras condiciones ambientales que dominan en este espacio natural protegido.

En lo que concierne a la distribución potencial de la vegetación se distingue una “zona meridional” ubicada en las vertientes marítimas del macizo y una “zona septentrional” a la que corresponden las tierras interiores y los fondos de barrancos o valles cerrados.

Las formaciones vegetales más importantes de la zona meridional, se caracterizan por el dominio de los matorrales densos de hojas perennes y endurecidas que pertenecen a la asociación *Quercus-Lentiscetum* formada por la maquia de coscoja (*Quercus coccifera*) de uno a tres metros de altura denominada también como garriga o carrasca, el lentisco (*Pistacia lentiscos*), el palmito (margalló, *Chamaerops humilis*) la única palma autóctona de Europa que en esta zona se halla cerca de su límite de distribución más septentrional (vease Foto nº3), y dos especies herbáceas dominantes tales como el carrizo (*Ampelodesmos mauritanica*) y el lastón (*Brachypodium retusum*) (Bolòs, 1950; Camarasa *et al.* 1979; Folch, 1981; Soriano & Busquet, 1993). Otras especies frecuentes en esta asociación son el espino negro (*Rhamnus lycioides*), el aladierno (*Rhamnus alaternus*), la zarzaparilla (*Smilax aspera*), el acebuche u olivo silvestre (*Olea europea sylvestris*), la sabina (*Juniperus phoenicea*), el algarrobo (*Ceratonia siliqua*), la rubia (*Rubia peregrina*) y el espárrago amarguero (*Aspargo acutifolis*). En las zonas más cálidas acentuadas por la exposición sur u oeste de las pendientes, se alternan con las garrigas las formaciones de la maleza calcícola de

romero (véase Foto nº3) y bruguera (*Rosmarino-Erición*) en la que abundan el romero (*Rosmarinus officinalis*), la bruguera o el brezo (*Erica multiflora*) y diferentes tipos de estepa (*Cistus sp.*). Entre las formaciones aromáticas que crecen en los prados sabanoides cabe destacar el tomillo (*Thymus vulgaris*), la lavanda o el espliego (*Lavandula latifolia*), el orégano (*Origanum vulgare*) y la corona del rey (*Globularia alypum*). Otras especies de la zona meridional son las especies rupícolas como el té de roca (*Jasonia glutinosa*), el hinojo marino (*Crithmum maritimum*) que habitualmente está localizado en las zonas rocosas, y el lirio de mar (*Pancratium maritimum*), en las playas.

Foto nº3. Ejemplos de formaciones vegetales presentes en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola. Superior izquierda: el palmito (*Chamaerops humilis*) es una especie emblemática del Parque del Garraf y Olèrdola, característica por ser muy resistente a los incendios y por una elevada capacidad de regeneración (especie protegida). Superior derecha: el lentisco (*Pistacia lentiscos*) es una especie perteneciente a la familia Anacardiaceae, siempre verde y con un fuerte olor a resina, hojas alternas y coriáceas y con frutos rojos. Inferior izquierda: la garriga (*Quercus coccifera*) Inferior derecha: el romero (*Rosmarinus officinalis*).



Fuente: Fotos de M.Szek.

Originariamente, en las zonas interiores (septentrionales) del Parque del Garraf y Olèrdola y en los fondos de los valles dominaría la vegetación representada por la asociación del encinar mediterráneo (*Quercetum ilicis galloprovinciale*), un bosque denso y rico de especies arbustivas, presidido por el encinar (*Quercus ilex*) y la barbadeja (*durillo, Viburnum tinus*) (DIBA,2008). Actualmente, los encinares están

poco representados y, en las zonas calcáreas, su desaparición es casi total, como consecuencia de la degradación sufrida por los incendios, varias actividades e impactos humanos recientes (las talas, la ganadería) y otro tipo de explotación a que han estado sometidos. Gradualmente, han sido substituidos por las pinedas de pino carrasco o pincarrasco (*Pinus halepensis*), conocido como pino de Alepo o pino blanco y por las garrigas (*Quercus coccifera*), alternándose, a menudo, con el aladierno (*Rhamnus alaternus*), el aladierno falso (*Phylliera media*), el madroño (*Arbutus unedo*), el acebuche (*Olea europe*), el arrayán (*Myrtus communis*), el lentisco (*Pistacia lentiscos*), y el algarrobo (*Cetonia siliqua*).

Tanto en la zona meridional como en la zona septentrional se encuentran grandes superficies cubiertas por una vegetación en estado de degradación y que, según señalan Restrepo *et al.* (1985), en ocasiones no guarda relación con la vegetación potencial. Las comunidades degradadas más significativas son la asociación *Quercetum cocciferae* abundante en la coscoja (garriga, *Quercus cocifera*) y en la zamarrilla de los muros (*Teucrium chamaedrys*), y las comunidades de páramos, eriales y campos de cultivo abandonados. Los páramos o las garrigas de romero y brezo colonizan las zonas más degradadas de las zonas calcáreas. Los prados del lastón (*Brachypodium phoenicoides*) están en las umbrías húmedas, los prados más altos del carrizo (*Ampelodesma mauritanica*) están en los valles más cálidos y secos, mientras que el cerillo (*Hyparrhenia hirta*) compone los prados xerófilos (Riera, 1998).

3.2.1.7. Fauna

El Espacio Natural de Interés del Garraf y Olèrdola presenta varias peculiaridades geográficas que según Restrepo *et al.* (1985), hacen este área particularmente interesante desde el punto de vista zoogeográfico. Bajo una perspectiva general, la fauna es variada y está bien adaptada al medio, a pesar de que no es muy abundante, debido a que está determinada por las duras condiciones medioambientales (especialmente por el clima y la vegetación). Sin embargo, confluyen aquí las especies de distribución ibero-magrebí y de Europa central, también están presentes las especies características para los ambientes secos y soleados, así como de los lugares húmedos y sombríos. De esta manera, el área de estudio constituye un espacio natural de gran interés, tanto por su riqueza de la fauna como por su singularidad. Además, a todo esto se suma la gran fragilidad que presentan algunas de las especies debido a que éstas se encuentran en el límite de su área de distribución, en unas condiciones ambientales adecuadas, pero no óptimas (Jordà, 1990).

El grupo faunístico más representante en el área de estudio son las aves con casi más de cien especies identificadas. Así, se puede encontrar varios pájaros rupícolas que habitan los ambientes rocosos y pedregosos entre los cuales cabe destacar el mirlo roquero conocido como el mirlo rojo (*Monticola saxatilis*), el mirlo (roquero) solitario (*Monticola solitarius*) (véase Foto n°4 (fotografía izquierda)), la collalba negra (*Oenanthe leucura*), la collalba rubia (*Oenanthe hispanica*), el gorrión roquero (*Petronia petronia*), el escribano hortelano (*Emberiza hortulana*), la cogujada montesina (*Galerida theklae*), el treparrisco (*Tichodroma muraria*) y la bisbita campestre (*Anthus campestris*) (Llacuna & del Amo, 2003; DIBA, 2008). Entre las aves de rapiña que por las duras condiciones ambientales, por la acción humana y por la degradación del medio han sufrido pérdidas significativas y en consecuencia algunos de ellas se encuentran en peligro de extinción. Cabe destacar el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) (véase Foto n°4 (fotografía derecha)), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el búho cornudo (*Bubo bubo*), el azor (*Accipiter gentilis*) y la lechuza común (*Tyto alba*), también llamada lechuza de los campanarios o luétiga (en catalán òliba). Además, la avifauna está representada por las aves granívoras (la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*)), las insectívoras (la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) y el mirlo (*Turdus merula*)) y varias aves nidificantes.

Foto n°4. La avifauna del parque representa tanto los pájaros rupícolas tales como el roquero solitario (*Monticola solitarius*) (foto izquierda), como las aves rapaces de rapiña, por ejemplo, el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) (foto derecha). Cabe destacar que el roquero solitario puede verse favorecido por varios factores que reducen la vegetación y aumentan la superficie de roca, por ejemplo los incendios o las canteras. En cuanto a el águila perdicera, clasificada especie vulnerable por la UICN, es una rapaz diurna que necesita espacios abiertos para alimentarse. De las 65 parejas censadas en Cataluña, 3 viven en el Parque del Garraf y Olèrdola.



Fuente: Fotos de Hegaztiklik, J.Palomo.

En los acantilados de la vertiente litoral, habitan las aves marinas coloniales, como el cuervo marino emplumado (*Corvus marinus*), el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) o el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*).

El clima cálido de la zona ocasiona que dentro de la fauna se encuentran presentes varios reptiles, tales como la víbora (*Vipera latasti*), que es la única serpiente venenosa de Cataluña, la culebra de escalera (*Elaphe esularis*), la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*), los lagartos (el lagarto ocelado (*Timon lepidus*) y el lagarto común (*Timon lepidus ibericus*)), varias especies de las lagartijas y la tortuga mediterránea (*Testudo hermanni hermani*) que después de su extinción en esta zona está nuevamente introducida al parque. La confluencia de distintos ambientes ecológicos ocasiona la presencia de las especies de procedencia norteafricana, como la culebra de herradura (*Hemorrhois hippocrepis*) y el escorpión ibérico (*Buthus occitanus*), junto con las especies de carácter centroeuropeo, tales como el lución o la serpiente de vidrio (*Anguis fragilis*) (DIBA, 2008).

También se pueden observar escasos ejemplares de anfibios como son la salamandra común (*Salamandra salamandra*), la rana verde (*Rana perezi*), el sapo corredor (*Bufo calamita*), el sapo común (*Bufo bufo*) y el sapo partero (*Alytes obstetricans*). La desaparición o alteración de puntos de agua, esenciales para la reproducción de los anfibios, es uno de los factores que más han influido en la desaparición o rarefacción de la batracofauna e incluso de parte de la fauna reptiliana. La creación y mantenimiento de puntos de agua en el Parque del Garraf ha significado un aumento de la población reproductora del sapo común (*Bufo bufo*).

En lo que respecta a los mamíferos se puede encontrar los conejos (*Oryctolagus cuniculus*), las ardillas (*Sciurus vulgaris*), la garduña (*Martes foina*), la comadreja común (*Mustela nivalis*), la gineta (jineta) (*Genetta genetta*), los tejones (*Meles meles*), los jabalís (*Sus scrofa*) y los zorros (*Vulpes vulpes*).

El relieve abrupto y el sustrato kárstico del parque favorece el desarrollo de las poblaciones de cavernícolas que habitan las cuevas y simas del macizo, representados por los murciélagos (*Pipistrellus pipistrellus*).

Existen especies sobre las cuales se están realizando diferentes programas de seguimiento, gestión y conservación en Cataluña debido a su singularidad, rareza o peligro de extinción. En cuanto al programa de recuperación de la fauna del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola se trata de especies tales como el halcón

peregrino (*Falco peregrinus*), la águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), y la tortuga mediterránea (*Testudo hermanni*).

3.2.1.8. Caracterización del paisaje

El Espacio de Interés Natural denominado el Parque del Garraf y Olèrdola es un territorio complejo donde el paisaje presenta varios contrastes y donde alberga una gran diversidad de fauna y flora. En términos generales, el paisaje está condicionado por tres factores: la localización geográfica, el sustrato calcáreo y la actividad humana. Los dos primeros ocasionan que el paisaje tiene una apariencia árida y agreste, los relieves son bajos y de cimas redondeadas, los valles estrechos y profundos, de pendientes escarpadas, las paredes rocosas y de color blanquecino o gris-azulado (DIBA; 2010) cubiertos por una capa vegetal discontinua. Las cumbres más altas son la Morella (593 m.) y el Rascler (572 m.), en el caso del Parque del Garraf, y el Pic de l'Àliga (465 m.) y la Taiala (358 m.), en la plataforma rocosa central del Parque del Olèrdola. En lo que respecta a la actividad antrópica, la importancia que tiene sobre el paisaje, está relacionada con la ganadería, con la agricultura o con las antiguas talas de grandes extensiones de bosque. No obstante, las desventajosas propiedades del suelo han determinado que estas actividades no fueran demasiado rentables, por lo cual, se ha dado lugar al desarrollo de la viticultura ecológica, orientada en la producción de los vinos locales ricos en notas minerales y aromas de fruta negra.

De acuerdo con el arreglo de los ecosistemas naturales, el Parque del Garraf se puede dividir según se ha señalado, en dos zonas, es decir, las vertientes marítimas (véase Foto nº5) y las tierras interiores. El paisaje observado desde Olèrdola corresponde a la depresión del Penedés, una llanura cuaternaria con relieves de escasa altura y materiales arcillosos y calcáreos donde se combinan pinares, tierras de cultivo, y también campos de viña. En cuanto al paisaje del Parque del Foix, éste corresponde a una zona húmeda más destacada del Alt Penedès gracias al río Foix, que nace en el interior de esta comarca, y a la presencia del Pantano del Foix, inaugurado en 1928.

Tanto el tipo de la vegetación que se desarrolla actualmente como la sequía del suelo ponen el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en permanente riesgo de incendios entre los cuales los más grandes son de los años: 1982, 1994, 1996, 2001 y 2010. Cabe destacar que después de una perturbación como el fuego o el desbrozo, la sucesión natural que se produce en un ecosistema mediterráneo se rompe de modo

que la composición de especies no se modifica después del impacto y se da, mayoritariamente, una regeneración por rebrote denominada como el proceso de autosucesión. Según los estudios de Riera & Vega (1997), casi un 70% de las principales especies de la vegetación del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola presentan esta capacidad, especialmente las propias del encinar mediterráneo (*Asociación Quercion ilicis*), y de la maquia de coscoja y palmito (*Asociación Oleo-Ceratonion*).

Foto n°5. *Ejemplo del paisaje mediterráneo representativo del área de estudio. Las condiciones climáticas, el relieve suave y el tipo del sustrato geológico que se caracteriza por el dominio de rocas calcáreas y materiales margosos condicionan la vegetación de la zona meridional ubicada en las vertientes marítimas del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola.*



Fuente: Fotografía de M.Szek.

La configuración del paisaje actual no puede ser entendida sin analizar los factores socioeconómicos e históricos que han condicionado grandes etapas de cambios paisajísticos y determinados usos del suelo en el parque.

3.2.2. Elementos socioeconómicos

A pesar de que existen varios vestigios de las infraestructuras romanas relacionadas con el hábitat, con la producción artesanal y agrícola, que según Revilla & García (2007), en mayor medida, estaba orientada a la producción de los cereales (trigo) que constituían una base principal de la alimentación humana

y animal durante el momento de gran desarrollo socioeconómico y paisajístico de la zona correspondiente a un período ulterior entre finales del siglo XVIII y el tercer cuarto del siglo XIX. Durante este período, la configuración del paisaje agrícola se empezó a cambiar de modo que los campos de trigo y los bosques daban paso al dominio de la viña. Es cuando se inicia un notable auge de la población debido a la gran expansión del cultivo de vid. El rápido desarrollo económico se debía, según señalan Casulleras & Panareda (2005), sobre todo a la demanda creciente de los trabajadores para la viña, ya que este cultivo precisaba más trabajo que la producción de los cereales. Asimismo, la máxima actividad vitivinícola coincidía con la máxima densidad de población rural.

La expansión de la viña en el área de estudio alcanza su máximo esplendor hasta la aparición de la gran plaga de filoxera (*Phylloxera vastatrix*) en 1890. Este insecto parásito y polimorfo que en su ciclo de vida presenta dos fases de desarrollo: gallícolas (filoxera aérea que vive en las hojas) y radicícola (filoxera subterránea que habita en las raíces) provocó una gran crisis y destrucción del sector vitivinícola, y de esta manera, cortó definitivamente la extensa actividad agrícola en el Garraf.

A medida que avanzaba el siglo XX se registró una cierta tendencia al abandono de las masías que ocasionó finalmente un notable descenso del número de los habitantes; también disminuyó, de modo importante, el porcentaje de la superficie agrícola ocupada por viñedos dañados tras la aparición de la plaga de filoxera para sustituirlos, durante la época de la Guerra Civil, por las plantaciones de cereales, los frutales y los rebaños de cabras. Así, algunos de los terrenos abandonados, sobre todo, durante poco tiempo después de la expansión de la vid, volvieron a funcionar para la tradicional producción campesina. En la actualidad, se intenta recuperar los cultivos de vid regenerando antiguas plantaciones o mediante la plantación de viñedos nuevos, y de esta manera, para de esta forma recobrar la importancia de producción de uva para vinificación.

En cuanto al crecimiento de la población, los asentamientos permanentes dentro del Parque del Garraf y Olèrdola, los numerosos pueblos y las urbanizaciones que se encuentran en sus zonas circundantes (véase MAPA n°1) han evolucionado de manera diferente dependiendo de los recursos disponibles, del desarrollo económico y de varias actividades industriales; su desarrollo también ha sido influido por la proximidad de la ciudad de Barcelona. Por consiguiente, en la zona de estudio y en las zonas más circundantes, es posible encontrar núcleos con urbanizaciones consolidadas y otras que están en proceso de construcción, establecidas en fechas anteriores a la

declaración de este espacio como protegido y reguladas en la actualidad (Muñoz & Rubio, 2008). Entre ellas cabe destacar la urbanización localizada en la elevación central del macizo del Garraf denominada Plana Novella (véase MAPA n°1) que abarca el sector del Palau Novella, actualmente transformado por la comunidad Sakya Tashi Ling en el monasterio budista.

Puesto que entre los objetivos de Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola, que se especifican en el Plan Especial es el desarrollo de las actividades del uso público, se observa una tendencia creciente al aumento de las propuestas didácticas especificadas en los programas de educación ambiental, el desarrollo del turismo activo (rutas de senderismo o bicicleta de montaña, itinerarios medioambientales, espeleologías, escaladas o rapel) y de la recreación.

Respecto a los programas de educación ambiental, el Parque del Garraf y Olèrdola cuenta con los programas destinados para los alumnos de la educación primaria de la provincia de Barcelona con el objetivo de promover el conocimiento sobre los espacios naturales y acercar a los escolares al medio natural de la zona del macizo de Garraf y sus alrededores; también a la arqueología o la astronomía (con la colaboración de la Agrupación Astronómica de Castelldefels). Para ejecutar estas actividades el parque cuenta con tres escuelas de la naturaleza: el Centro de Actividades Ambientales Cal Ganxo, inaugurado el 1 de mayo de 1997, la Escuela de la Natura de Can Grau y la Granja Escuela Can Pere.

3.2.3. Aspectos legales

Legalmente, el conjunto de los tres áreas protegidas como el Parque del Garraf, el Parque de Olèrdola y el Parque del Foix están legalmente amparado por el *Plan de Espacios de Interés Natural de Cataluña (PEIN)* aprobado por la Generalidad de Cataluña mediante el Decreto 328/1992, de 14 de diciembre, (DOGC Núm.1714 - 01/03/1993), tomando como base la Ley 12/1985, de 13 de junio, posteriormente modificada por la Ley 12/2006, del 27 de julio.

El objetivo general de este Espacio de Interés Natural es *la preservación de los valores naturales y paisajísticos, agrarios y forestales, en equilibrio con el desarrollo socioeconómico del territorio y su uso social (Plan de uso público de los Parques del Garraf, Olèrdola y Foix, 2008)*. En lo que concierne al plan PEIN, éste es considerado como una herramienta de planificación territorial, conforme a las disposiciones de la

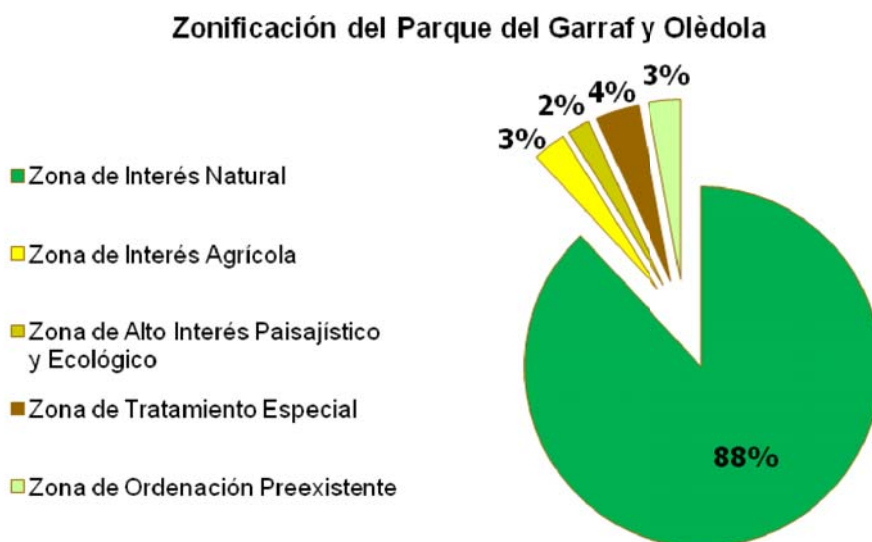
Ley 23/1983, de 21 de noviembre, de política territorial (DOGC Núm.1714 – 01/03/1993) ,y de acuerdo con lo que establece el Capítulo III (Art.15-20) de la Ley 12/1985, tiene por objetivo *garantizar la conservación de los espacios naturales frente a causa de degradación potencial e implantar las medidas necesarias para su protección básica*. En el contexto de la planificación territorial, el plan PEIN se vincula con otros instrumentos de planificación, promovidos por la Diputación de Barcelona y aprobados por la Generalidad de Cataluña tales como los *Planes Especiales de Protección del Medio Físico y del Paisaje de los Espacios Naturales* y una serie de normas, modificaciones y regulaciones generales. De este modo, cada uno de los parques establece un régimen de protección propio, redactado según la legislación urbanística vigente, y gestionados conjuntamente por el Área de Espacios Naturales de la Diputación de Barcelona y por los municipios a los que pertenecen. En resumen, el marco legislativo que determina el régimen de protección y gestión actual del área de estudio consta de:

- ⇒ *Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural de Garraf* aprobado por el consejero de Política Territorial y Obras Públicas (Comisión de Urbanismo) el 29 de julio de 1986 y publicado en el DOGC Núm.805 – 18/02/1987. (DIBA, 2010). El Plan Especial de Protección de Parque del Garraf fue posteriormente revisado y modificado por acuerdo de la Comisión del Urbanismo de Barcelona de 22 de noviembre de 1995 (DOGC 22/11/1996) y por acuerdo de la Comisión del Urbanismo de Barcelona de 16 de mayo de 1997 (DOGC 18/06/1997). La última modificación y la ampliación del parque hacía el oeste fue aprobada el 18 de noviembre de 2001 y publicada en el DOGC Núm.3592 – 11/03/2002.
- ⇒ *Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural de Olèrdola* aprobado el 11 de noviembre de 1992 y publicado en el DOGC Núm.1672 – 20/11/1992. La modificación del Plan fue aprobada el 2 de diciembre de 1997 y publicada en el DOGC Núm. 2562 – 22/01/1998).
- ⇒ *Plan Espacial del Embalse del Foix* aprobado por la Comisión del Urbanismo de Barcelona con el acuerdo del 28 de julio de 1993 (DOGC Núm.1807 – 11/10/1993).

El Plan Especial garantiza la gestión y protección de los sistemas naturales, del paisaje, de la biodiversidad y del patrimonio cultural, haciéndolas compatibles con

el desarrollo socioeconómico del área. Es importante señalar que para adecuar el uso y el manejo de este Espacio de Interés Natural, el Plan Especial establece una zonificación que tiene como finalidad delimitar distintas zonas a partir de la valoración ambiental. La delimitación precisa de cinco zonas distintas cuya superficie expresada en porcentaje se puede consultar en la Figura n°15.

Figura n°15. La superficie del parque dividida por el Plan Especial en cinco zonas distintas.



Fuente: Elaboración propia en base a DIBA, 2010.

3.2.3. Estado administrativo

A nivel administrativo, el territorio del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola pertenece a nueve municipios ubicados en tres comarcas diferentes:

- Comarca de Garraf con 7.174,5 ha. que corresponden al 58 % del área total, dividida entre los municipios de Olivella (2.194 ha.), de Sant Pere de Ribes (1.584,8 ha.), de Sitges (2.792 ha.) y de Vilanova i la Geltrú (599 ha.).
- Comarca de Baix Llobregat con 4.086 ha. que son el 33% del área total y se encuentra repartida en los municipios de Begues (2.949,5 ha.), de Castelldefels (187 ha.) y de Gavà (946,3 ha.).
- Comarca de Alt Penedés con un área de 1.116 ha. que corresponden al 9% de área total perteneciendo a los municipios de l'Avinyonet del Penedès (396 ha.) y de Olesa de Bonesvalls (720 ha.).

En cuanto a la titularidad del suelo, casi 9.803 ha., que corresponden al 79% de la superficie total de esta área protegida es de propiedad privada. El resto de la superficie protegida es de propiedad pública y pertenece a la Diputación de Barcelona (8,9%), a la Generalitat de Catalunya (9,95%), al Ayuntamiento de Barcelona (1,8%) y al Ayuntamiento de Castelldefels (0,13%).

Las competencias administrativas sobre la gestión y administración del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola se ejecutan por parte de la Administración de esta área protegida (Diputación de Barcelona) y dos órganos de gestión, el Consejo Coordinador y la Comisión Consultiva, que gestionan este espacio con el propósito de *hacer compatibles los valores naturales con las actividades socioeconómicas de sus habitantes y de poner a disposición de la sociedad un marco idóneo para las actividades de ocio, educación ambiental e investigación (DIBA, 2010).*

3.3. Las amenazas al parque

A pesar de que el Parque del Garraf y Olèrdola es un espacio con indudables valores naturales, culturales y sociales, como lo demuestra que haya sido incluido como un Espacio de Interés Natural (EIN) al formar parte de la Red Natura 2000, paralelamente cuenta con una serie de amenazas que a lo largo del tiempo provocaron una pérdida de valor en este área de gran importancia ambiental. Se trata de una destrucción del equilibrio en el sistema ambiental, su demasiada explotación y transformación, pérdida de la biodiversidad, así como numerosas afectaciones o daños de la estructura y función de los ecosistemas.

En términos generales, las amenazas ambientales se asocian a aquellos elementos que provocan la ocurrencia de un evento potencialmente peligroso al paisaje o al hombre. En esta línea, Delgado (2007) define la amenaza como (...) *la probabilidad de ocurrencia de eventos discontinuos o no periódicos en el ambiente del sistema natural que ejercen tal presión sobre el mismo que pueden cambiar su estructura y/o comportamiento porque exceden su capacidad de ajuste.* Asimismo, las amenazas están mayormente asociadas a todos los fenómenos naturales (atmosféricos, hidrológicos, geológicos y/o a los incendios) que por su ubicación, severidad y frecuencia, tienen el potencial de dañar y afectar al paisaje y sus estructuras, así como al hombre y sus actividades. Se trata de los eventos peligrosos que en el tiempo transforman la estructura ecológica, y cambian el ambiente físico y los recursos naturales. Entre éstos se incluyen inundaciones, sequías, incendios, tormentas, huracanes, tsunamis, terremotos, deslaves

de tierras, erupciones volcánicas, erosión y desertificación, temblores y enjambres de insectos o las amenazas en áreas áridas y semiáridas, etc.. Por otra parte, cabe destacar que las amenazas naturales tienen, en general, los elementos de participación antrópica, por lo cual, frecuentemente, se asocian a las acciones de origen no natural, y/o natural a escala global en las que interviene directamente el hombre. No obstante, el ser humano al apropiarse de los recursos naturales cambia el estado de algunos componentes del sistema natural. En efecto, debido a las relaciones funcionales interactuantes entre los componentes, al cambiar el estado de uno de ellos se afecta, en mayor o menor grado, el resto de elementos del sistema natural. Este tipo de amenazas provoca un desequilibrio del geosistema o su constante degradación ambiental a largo plazo. Por lo tanto, las alteraciones y transformaciones como productos de las actividades humanas, frecuentemente, no se ven de manera inmediata ya que a menudo es difícil asociar una amenaza al ambiente con su fenómeno causal (Kattan & Murcia, 2002).

En lo que concierne a la respuesta de un geosistema a la intervención humana, ésta varía enormemente dependiendo de la intensidad, la frecuencia y el área afectada por la perturbación ocurrida como el efecto final de la amenaza ambiental (Jordan, 1985). Además, se ha de tener en cuenta que la reacción del geosistema está influenciada por múltiples factores dependiendo en gran medida del nivel de organización y jerarquía dentro del sistema natural. Así, por ejemplo, no es lo mismo comparar una cantera a cielo abierto con un abandono de los cultivos cuando ambos terrenos se queden sin cobertura vegetal. Tampoco tendrán el mismo grado de peligrosidad la presión antrópica que actúa negativamente sobre la vulnerabilidad del medio con el turismo alternativo o un incendio grande que ocurre cada 15 años con una quema que tiene lugar año tras año. En este contexto, la respuesta del geosistema que se hace visible en el paisaje, será distinta. Dicho de otro modo, en cuanto a los agentes que amenazan al paisaje natural, se ha de tener en cuenta que no todos los geosistemas tienen la misma vulnerabilidad a la intervención humana (Kattan & Murcia, 2002). Una misma amenaza tendrá un efecto diferente bajo diferentes condiciones climáticas, hidrológicas, topográficas, edáficas y/o vegetales. Así, por ejemplo, según señalan los autores antes mencionados, la pérdida de cobertura vegetal tendrá un impacto menor en una zona plana que en una zona con la pendiente pronunciada, en donde la erosión es mucho más acelerada.

Sin embargo, las amenazas ambientales pueden ser diversas y sus repercusiones directas e indirectas, a menudo se las asocia a los importantes agentes modeladores que ejercen influencia sobre la evolución del paisaje. En consecuencia, constituyen una parte fundamental en la formación del mismo. Entre las distintas amenazas que tienen

consecuencias a largo plazo, la más grave y más destacable es el cambio climático que junto con la contaminación atmosférica afectan negativamente los entornos naturales y, gradualmente, provocan diversos impactos ambientales. Además, es importante admitir que múltiples actividades humanas han aumentado la lista con amenazas de presión antrópica o turismo masivo, de actividades industriales tales como la exploración y explotación minera (también explosiones, degradación de los suelos), de contaminación química y radiactiva, de contaminación acústica, así como de diversos incidentes tecnológicos. En este contexto, se hace constar que gran parte de los ambientes se encuentra actualmente en un estado de cambio constante debido a causas naturales y modificaciones antrópicas. Se ha de tener en cuenta que estos cambios, a menudo, provocan en el medio ambiente transformaciones involuntarias alterando gravemente la calidad y/o cantidad de los recursos naturales.

En cuanto a los espacios naturales protegidos donde se desarrollan los mecanismos de gestión y control legal especializados para proteger y conservar el fragmento del medio ambiente que abarcan, las amenazas ambientales también surgen de una combinación de procesos físicos y sociales. Por su parte las amenazas ambientales de origen antrópico o social y los sucesos extremos se asocian mayormente a las actividades preexistentes a la declaración de estos espacios como protegidos. Así, el Parque del Garraf y Olèrdola siendo un conjunto de los paisajes naturales y también antropizados no es ajeno de los fenómenos de transformación paisajística y de degradación ambiental. La presión antropica e industrial, la contaminación de agua, la pérdida de la biodiversidad, los incendios, la localización en proximidad de una ciudad grande o el turismo son algunos de los peligros que amenazan en paisaje que presenta un rico mosaico paisajístico compuesto de diversos ecosistemas.

Cada paisaje se mantiene en el estado de un equilibrio mientras que los procesos que interactúan en él se encuentren entre unos determinados umbrales mínimos de resistencia. De esta manera, cuando comienzan a funcionar otros procesos, se extinguen los que existían antes, y el paisaje cambia radicalmente. Para cambiar la naturaleza de un paisaje basta con que un solo fenómeno esencial que lo define traspase el umbral, o que varios fenómenos, aparentemente más elásticos, actúen en la misma dirección (Kattan & Murcia, 2002).

La segunda mitad del siglo XX se puede definir como una etapa de grandes cambios en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola y sus alrededores. En los años 60, el rápido e intenso desarrollo de las actividades industriales fue el principal impulsor que ocasionó la explotación de minerales en canteras como la marga o la piedra caliza,

y el inicio del comercio de estos productos (producción de cemento). La intensa actividad extractiva ha traído como consecuencia multitud de daños de diversa consideración tanto ambientales como sociales (debido a los cambios irreversibles en el paisaje, al aumento de nivel sonoro y al problema de alta presencia de polvo en el ambiente). Sin embargo estas amenazas son actualmente controladas y reguladas por los órganos administrativos competentes, a lo largo de los años, ocasionaron los daños e impactos de grado alto, lo que evidentemente influyó en la reducción de la capacidad del paisaje para absorber los impactos. Sin duda alguna, el paisaje del parque se encuentra vulnerable frente a las amenazas de su medio ambiente físico, a los cambios, a las transformaciones o a las numerosas alteraciones del sistema natural provocados por los seres humanos. Todos ellos reducen su capacidad para eliminar o minimalizar los impactos a nivel del paisaje. En este contexto, necesariamente debe ser citada una actividad que afecta negativamente el paisaje del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola que es la construcción del vertedero de basuras situado en la Vall d'en San Joan. En el vertedero, ubicado en el macizo del Garraf, fueron depositados los residuos producidos por la ciudad de Barcelona y las ciudades vecinas localizadas en los alrededores. La mala localización del vertedero en una zona kárstica provocó una gran contaminación del acuífero subterráneo que fue uno de los motivos, además de su colmatación, por el cual las autoridades decidieron clausurar el funcionamiento de este depósito de basura y residuos domiciliarios.

En el caso de las aguas subterráneas que están asociadas a una importante red de cavidades, se producen también vertidos agrícolas e industriales dispersos, siendo éstos, los otros agentes de contaminación y amenazas ambientales.

La localización de esta área protegida en la proximidad de una ciudad grande, así como las urbanizaciones ubicadas en los alrededores del parque, están provocando diversas amenazas al paisaje protegido. Además, cabe destacar que el comienzo del desarrollo turístico que se está llevando a cabo en Barcelona, acelerado en los últimos años, fomenta una presión antrópica que se asocia a un mayor número de visitantes y a la construcción, a lo largo de los años, de una importante red de caminos secundarios.

Las alteraciones del paisaje se producen principalmente como consecuencia de la desaparición de algunos de sus elementos característicos unido a la introducción de nuevos elementos con la consiguiente modificación y discontinuidad espacial.

Entre otras grandes amenazas e impactos ambientales existentes en el Parque del Garraf y Olèrdola cabe destacar las grandes estructuras de telecomunicaciones,

tales como los repetidores de televisión y telefonía móvil e infraestructura de comunicación aérea (radar del aeropuerto del Prat de Llobregat, Barcelona), la vía férrea y la autopista que cruzan el parque en la zona litoral (DIBA, 2008, 2010), también las estructuras lineales tales como soportes de las líneas de alta y media tensión eléctrica (Rubio & Muñoz, 2008) que atraviesan el parque en toda su extensión.

Con respecto a la vegetación natural, se pueden encontrar en el parque especies invasoras que afectan a la biodiversidad y naturalidad de este área protegida. Sin duda alguna, las mayores amenazas en cuanto a la vegetación corresponden mayormente a los incendios; también a las fuertes lluvias torrenciales. No obstante, la ubicación geográfica y el clima típico mediterráneo ocasionan que el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola frecuentemente sufre incendios a consecuencia de sequías y de largos períodos de temperaturas elevadas. En los años 1982, 1994, 1996, 2001 y 2010 el parque sufrió incendios forestales en los cuales se quemaron miles de hectáreas de cubierta vegetal. Sobre todo los incendios de 1994 y 2010 modificaron el paisaje de una manera drástica perjudicando su naturalidad y no generando ningún tipo de beneficio.

Para la gestión y conservación de cualquier espacio natural protegido y sus recursos ambientales y sociales es importante conocer cuáles son las amenazas más frecuentes y en qué grado afectan al paisaje protegido dentro de estos espacios, debido a que en algún modo son planificables y pronosticables, y a menudo, el efecto de sus modificaciones e influencias puede ser minimalizado mediante el establecimiento de unas normas y limitaciones de los usos o actividades perjudiciales o totalmente incompatibles con la conservación. La Tabla nº4 presenta una serie de amenazas ambientales que perjudican la naturalidad y biodiversidad del parque, las cuales se proceden a clasificar según su grado de perturbación en relación con la fragmentación del paisaje. En términos generales, se puede distinguir cuatro clases de amenazas ambientales que se dividen en bloques de amenazas atmosféricas, hídricas, naturales y antrópicas. Entre las amenazas naturales las que son las más importantes y que se relacionan directamente con la fragmentación del paisaje, se han constatado las siguientes: los incendios, las sequías, la contaminación de suelos, la erosión y la invasión de especies exóticas.

Las amenazas ambientales más importantes se relacionan también con la presión demográfica, urbana y turística derivada de la localización geográfica del parque y del gran valor de estos terrenos para la minería y la producción industrial relacionada con la explotación de margas y piedra caliza. La proximidad de una ciudad grande también corresponde a un agente que amenaza al paisaje del parque, ya que el extenso

desarrollo de infraestructuras de transporte (autovías, tren de alta velocidad, líneas de alta y media tensión eléctrica) y la presión antrópica perjudican en forma tanto directa como indirecta los valores naturales del parque.

3.4. Importancia del Parque del Garraf y Olèrdola

La importancia del Parque del Garraf y Olèrdola se relaciona, en primer lugar, con la singularidad de los recursos de esta área protegida que tienen alto valor ecológico, paisajístico, cultural y social, tanto a escala regional como nacional.

La configuración geográfica ha dado lugar a la diversidad de morfologías. En este contexto, el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se caracteriza por una fisonomía singular, producto de las condiciones particulares del clima mediterráneo (micro y topoclima) y de la composición litológica (sustrato, tipo de suelo, formaciones kársticas), que junto con el escaso sistema hídrico, le generan al paisaje unos rasgos característicos y singulares. La propia estructura del territorio da lugar a unas condiciones paisajísticas, biológicas y ecológicas de gran importancia.

La identidad física y la formación histórica de este Espacio de Interés Natural muestran valores estructurales de un mosaico paisajístico compuesto por los elementos de diversas naturalezas: ambientales, vegetales, geológicas, agrarias, culturales, sociales, urbanas e industriales, en las que el elemento dominante (matriz) corresponde a las formaciones vegetales representadas por el matorral. La presencia de los ecosistemas forestales, por ejemplo, el encinar litoral (*Quercetum ilicis galloprovinciale*), ubicado en la zona más interna del parque y en las zonas de barrancos, así como las formaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) son los elementos que cohesionan el resto de las formaciones vegetales y que proporcionan a la zona gran importancia ecológica.

El Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN), generado y promovido por la Diputación de Barcelona para el Parque del Garraf y Olèrdola otorga la importancia a (...) *la configuración geológica, la flora, la fauna, los ecosistemas y todos aquellos elementos que testimonian la actuación histórica del hombre sobre el territorio, considerados no como elementos aislados sino como componentes de un sistema complejo de relaciones entre el hombre y su medio natural* (Plan Especial del Parque del Garraf, 1986).

Tabla n°4. Matriz de evaluación de las principales amenazas ambientales identificadas en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola. Para el estudio se establecen tres niveles de alteración: alto, medio y bajo. Debido a que las amenazas ambientales influyen en la composición y evolución de la matriz paisajística del parque se agrega la básica evaluación de su relación con la fragmentación del paisaje.

Amenazas ambientales	Naturalidad del parque			Biodiversidad de especies y potencial ecológico			Estado de equilibrio y evolución natural			Valor social			Relación con la fragmentación
	Grado de alteración												
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	
Atmosféricas:													media: alteraciones en las condiciones climáticas influyen a la fragmentación a largo plazo
Cambio climático	x			x				x				x	
Tormentas torrenciales	x			x			x					x	
Contaminación del aire por la proximidad de una ciudad grande	x				x			x				x	
Largos periodos de temperaturas elevadas	x			x			x					x	
Hidrológicas:													media: las sequías afectan al paisaje del parque de grado alto y debido a la falta de una red hídrica estable constituyen una amenaza al paisaje
Sequías	x			x			x					x	
Contaminación del agua	x				x		x					x	
Erosión	x			x			x				x		
Salinización	x				x			x				x	
Otras amenazas de origen natural:													alta: interrumpen tanto el equilibrio del sistema natural y dividen el mosaico, como amenazan el alto valor visual del paisaje del parque
Contaminación de suelos	x			x			x				x		
Incendios	x			x			x			x			
Invasión de especies exóticas	x			x			x					x	

Antrópicas:												
Industriales	x			x			x			x		
Canteras y extracción minera a cielo abierto	x			x			x			x		
Vertedero	x			x			x			x		
Proximidad de una ciudad grande	x			x			x				x	
Turismo de masas	x			x			x				x	
Turismo alternativo (escalada, trekking)		x			x			x		x		
Cazadores			x	x			x					x
Agricultura			x	x				x			x	
Cultivos de vid			x	x				x			x	
Urbanizaciones	x			x			x				x	
Infraestructuras lineales de comunicación	x			x			x				x	
Presión y crecimiento demográfico	x			x			x			x		
Alta presencia de polvo en el ambiente	x			x			x			x		
Aumento de nivel sonoro	x				x		x			x		
Aumento en presencia de suelos sin cubierta vegetal	x			x				x			x	
Desarrollo de la red de senderos		x			x			x			x	

alta: la mayoría de los agentes que provocan la fragmentación del paisaje del parque es de origen antrópico

Fuente: Elaboración propia.

El Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola es un espacio de particular interés paisajístico en el cual destaca la singularidad del aparato kárstico que lo forma, de primer orden y características únicas en Catalunya. El cromatismo y las formas de relieve particular del macizo, lo convierten en un territorio de gran importancia ambiental y paisajística. Por sus características morfológicas y fisiográficas, el macizo del Garraf constituye un límite hacia el norte para la distribución de especies y biocenosis de carácter mediterráneo meridional (DIBA, 2008).

Además de su alto valor natural, la misma existencia y ubicación de una extensa área (natural y/o seminatural), situada en un contexto territorial metropolitano en una proximidad de la ciudad de Barcelona, y con un paisaje diverso y característico para la zona mediterránea, presenta otros valores importantes, entre los cuales cabe destacar los relacionados con las funciones medioambientales, sociales y territoriales. Asimismo, desde el punto de vista medioambiental, la preservación y la constancia de los rasgos característicos de este área por medio de la conservación de mosaico paisajístico, según señalan Kattan & Murcia (2002), favorece el mantenimiento de la biodiversidad y minimaliza el impacto ambiental asociado a la intensa explotación antrópica. Por otra parte, desde el punto de vista social, la importancia del Parque del Garraf y Olèrdola se asocia principalmente a sus recursos naturales ya que el parque proporciona las posibilidades de dedicar el tiempo libre a las actividades relacionadas con la naturaleza y el turismo. También, desempeña un papel importante en cuanto a la educación ambiental que ha evolucionado de forma apreciable en los últimos 30 años. El parque del Garraf y Olèrdola cuenta con distintos programas destinados para los alumnos de la provincia de Barcelona con el objetivo de promover el conocimiento sobre los espacios naturales y acercar a los escolares al medio natural de la zona del macizo de Garraf y sus alrededores. Para ejecutar las actividades el parque cuenta con tres escuelas de la naturaleza: el Centro de Actividades Ambientales Cal Ganxo, la Escuela de la Naturaleza de Can Grau y la Granja Escuela Can Pere.

Teniendo en cuenta que se trata de un área que en su historia evolutiva estaba influenciada tanto por los procesos naturales como antrópicos, uno de los valores más interesantes surge, precisamente, de la relación del ser humano con el medio natural. El Parque del Garraf y Olèrdola muestra varios ejemplos de tal vinculación, empezando por las prácticas agrícolas representadas principalmente por el cultivo de campos de trigo y de vid, la construcción de las terrazas para su plantación (actualmente presentes en varios sitios distribuidos puntualmente en todo el área del parque) y su posterior abandono y desolación; la construcción del pantano como elemento de la vinculación

que existe entre conservación y desarrollo sostenible o el desarrollo de la actividad minera y su intensiva explotación. Todas estas actividades constituyen unos ejemplos visibles de las etapas evolutivas de la zona en la cual se encuentra el parque.

No obstante, dentro del paisaje protegido es posible encontrar los terrenos de gran valor visual y de una fisionomía y características intrínsecas de su ubicación cuya calidad paisajística es de gran importancia ambiental.

En lo que concierne al punto de vista de importancia territorial, la existencia de espacios abiertos y legalmente protegidos en un contexto urbanístico contribuye al equilibrio territorial el cual se vincula estrechamente al aspecto ecológico integrando el ordenamiento territorial con la adecuada protección ambiental.

A estos factores se suman otros tipos de valores e importancias del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola. Entre ellos cabe destacar el patrimonio arquitectónico como testimonio de épocas muy diversas, diversos valores estéticos, educativos y culturales, y con el potencial económico relacionado con el turismo cultural y el ecoturismo.

A consecuencia de que el mundo se enfrenta actualmente a una problemática ambiental global relacionada con la escasez de recursos, la pérdida de áreas boscosas y otros ecosistemas naturales, y la contaminación del agua y del aire así como del suelo, todo lo cual provoca, en general, una disminución en la diversidad biológica (Soulé & Sanjayan, 1998), se observa cada vez más alto el interés que expresan las personas por los valores naturales y culturales de la zona del Parque del Garraf y Olèrdola.

3.5. Las discontinuidades y variedad de facetas del Garraf

Partiendo de un principio que cada territorio tiene sus características propias percibidas como entidades diferenciadas del paisaje, se hace visible que los recursos paisajísticos correspondientes a los elementos lineales o singulares pueden definir tanto su individualidad y su singularidad como su variedad.

En general, cada estructura paisajística está compuesta por los elementos cuyos límites son más o menos precisos y fáciles de determinar. En este sentido, conocer todos estos elementos y determinar sus límites implica determinar toda la estructura y viceversa. Según de Bolòs (1950), al hacer referencia a unos conjuntos de elementos paisajísticos y de espacios geográficos determinados que responden a un momento

concreto de la historia se habla de las “discontinuidades reales” sobre la superficie de la tierra que determinan las unidades, agrupaciones o partes de paisaje. Así, las discontinuidades y los límites están relacionados principalmente con el grado de proximidad genética, el contraste entre las estructuras o el grado de evolución u origen de los elementos, entre otros. A su vez, el establecimiento de divisiones o límites en un territorio, así como las discontinuidades espacio-temporales en el paisaje constituyen siempre un proceso difícil. La dificultad consiste en que la Naturaleza por sí sola no presenta discontinuidades sino que, debido a que es un sistema abierto y dinámico, es siempre cambiante en el tiempo. En realidad, en las áreas naturales lo difícil consiste en establecer los límites de un proceso natural o de un fenómeno ya que sus límites dependen tanto del espacio como del tiempo. No obstante, a pesar de que los límites, en muchos casos, son fácilmente perceptibles e identificados, sobre todo cuando separan los elementos paisajísticos de origen natural y antrópico, en realidad, no son unas líneas rectas divisoras. Los límites corresponden, más bien, a las zonas de transición o a las franjas de contacto entre los ámbitos geográficos diferenciados. En este contexto, los límites entre los distintos tipos de suelos o los límites climáticos, o los de las biocenosis constituyen unos de los ejemplos. En síntesis, los límites o las zonas de transición también son cambiantes, al igual que cambiante es la estructura. Por lo tanto, la cuestión de los límites y de las discontinuidades temporales, espaciales, morfológicas, etc. sirven como una base inicial para el estudio del paisaje.

Desde el punto de vista del análisis visual y de la percepción individual que cada observador tiene sobre el paisaje, las discontinuidades paisajísticas de un territorio son mayormente identificadas. Se trata de una variedad y geometría de las formas, los colores, el tono, la textura y todos los elementos o características que son fácilmente observados o identificados por el observador. La geometría rectilínea indica, a menudo, el origen artificial de los elementos paisajísticos, mientras que la variedad de los elementos provoca que se asignen al paisaje estudiado unas características propias que lo diferencian de otras áreas circundantes. Así, las discontinuidades visibles para un observador se identifican con la topografía del terreno y/o su forma más o menos irregular, con la presencia o falta de la vegetación o con la presencia de los elementos tales como los ríos, los lagos o los depósitos de agua, etc. . Cabe señalar que en la Naturaleza existen también los vínculos entre los elementos clasificados cuya presencia es importante debido a la permanencia del estado equilibrado del sistema natural y el mantenimiento de los procesos naturales (Busquets & Cortina, 2009). Sin duda, la desaparición de algunos de los elementos o vínculos característicos para el paisaje, a menudo ocasiona la ruptura de la continuidad espacial de los ecosistemas, lo que

puede provocar tanto la creación de otros nuevos, como la degradación y transformación de los ecosistemas presentes.

En cuanto a la modificación espacial, cualquiera actividad realizada por el hombre que provoca una ruptura de la continuidad espacial siempre se identifica, en gran parte, con los efectos de la fragmentación (Kattan & Murcia, 2002). No obstante, la introducción de elementos extraños al carácter del paisaje, diferentes por su forma, color y textura produce una modificación o discontinuidad en la superficie del terreno debido al cambio de uso en el suelo. En esta línea, Pickett *et al.* (1997) señalan que la diversidad de los elementos o la heterogeneidad del paisaje corresponden a cualquier discontinuidad, de origen físico o biótico, que puede expresarse en forma de patrones espaciales y temporales y que puede ser estática o dinámica.

La ubicación geográfica y las particulares condiciones climáticas del parque del Garraf y Olèrdola configuran su diversidad dentro del paisaje mediterráneo. Aunque, el territorio del parque está definido como una región de paisajes y rocas más o menos semejantes y homogéneas en toda su extensión, dentro de este paisaje, pueden diferenciarse las zonas naturales o seminaturales, zonas agrícolas y zonas industriales. Asimismo, hay variaciones que determinan la existencia de elementos que evidentemente se diferencian de los otros y que contrastan con la homogeneidad litológica y paisajística de esta zona. Como ejemplos se pueden mencionar: el Pantano de Foix (que interrumpe el paisaje homogéneo), las antiguas zonas de extracción minera, las zonas agrarias o vinícolas, las zonas urbanas o pobladas, el vertedero de residuos, las grandes infraestructuras lineales de telecomunicación o los soportes de las líneas de alta y media tensión eléctrica. Esta variedad de las zonas o elementos (puntuales o lineales) presentes en el Parque del Garraf y Olèrdola genera distintas discontinuidades dentro de la estructura regular y compacta de la matriz de matorral. De esta manera, se crean unos espacios con una textura y colores distintos, unas tonalidades y unos elementos (seminaturales y artificiales) que aportan las alteraciones visibles e fácilmente identificadas en el paisaje observado.

Cuando se hace un análisis paisajístico, se ha de tener en cuenta que un mismo espacio puede acoger diversas estructuras debido a las funciones que tiene. En este contexto, los nuevos elementos, formas, colores, texturas, tonos que aparecen en el paisaje le dan una estructura singular a pesar de que, al mismo tiempo, provocan unas rupturas de su carácter natural. Dicho de otro modo, a la estructura paisajística del Parque del Garraf y Olèrdola le influyen las zonas agrícolas, industriales o urbanas. La presencia de estas zonas rompe, en una parte, la coherencia visual, causa las

discontinuidades paisajísticas e introduce al paisaje los atributos y elementos de carácter antrópico. De esta manera, aporta al paisaje un carácter cultural y social, a través del que se puede conocer la identidad y el desarrollo de la actividad humana. Indudablemente debe ser considerado que el paisaje constituye no sólo el recurso natural, sino que conforma el espacio humano y, a su vez, constituye una manifestación formal de la cultura, un resultado de las actividades humanas y de su historia sobre el territorio. Por otra parte, la introducción de los elementos de origen antrópico ocasiona una transformación y, a menudo, un deterioro de la calidad del paisaje.

Se ha de considerar que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola reúne valores de distintas naturalezas tanto colectivos que dependen de los aspectos naturales, sociales, culturales, históricos y económicos, como individuales. De esta manera, el parque, a lo largo del tiempo, acoge diversas estructuras, que se presentan con distintas fuerzas y dependen de la naturaleza del elemento que las determine, es decir, abiótico, biótico o antrópico. Y, sin embargo, el paisaje de esta área tiene una imagen de estabilidad ecológica y continuidad paisajística que proporciona su conservación y protección dentro de la figura del Espacio de Interés Natural, paralelamente, ha experimentado importantes transformaciones que han ido afectando su naturalidad por medio de la expansión de la industria minera, la aparición de las canteras a cielo abierto, la construcción de vertedero de basuras o la aparición de las líneas de alta y media tensión eléctrica, entre otras.

Otro tipo de discontinuidades que aparecen en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola son las que, por alguna causa natural (p. ej. un incendio), o por algún factor antropogénico (p. ej. actividad humana) provocan que la vegetación natural desaparece total o casi totalmente. En este contexto, las transformaciones en el paisaje del parque no son, por lo tanto, un fenómeno reciente ni extraño. Al contrario, se inscriben en el marco cambiante del desarrollo socioeconómico. Entre estas discontinuidades cabe mencionar las que dependen de una cierta dinámica de disminución y/o de abandono de las actividades asociadas a la agricultura, principalmente, a la agricultura tradicional. El abandono de las prácticas tradicionales está unido directamente al aumento significativo de los procesos de erosión lo que, en escala temporal, genera cambios en el paisaje. En algunos casos, las discontinuidades se manifiestan por medio de los fragmentos de la cubierta vegetal, por ejemplo los forestales o los matorrales que existen en el paisaje como elementos dispersos. No obstante, la fragmentación y la división de las áreas homogéneas y compactas se conciben como un agente principal que provoca las discontinuidades paisajísticas.

En cuanto a la vegetación natural del Parque del Garraf y Olèrdola, sobre todo las formaciones de los matorrales (claro y semidenso) se encuentran sujetas a la fragmentación causada por los agentes de origen tanto natural como antrópico. Estas discontinuidades o fragmentos dispersos en el paisaje del parque generan un importante grado de aislamiento de los hábitats. Así, a consecuencia del proceso de la división y fragmentación, existen en el paisaje del parque los fragmentos de tamaños pequeños y de duración relativamente corta a la escala de espacio y tiempo considerada. Además cabe destacar el elevado número de los fragmentos sin cobertura vegetal que provocan una ruptura del sistema natural ya que cuando se modifica una superficie interrumpiendo o eliminando su cobertura vegetal, se generan espacios de suelo desnudo que funcionan como unas discontinuidades o límites. Los fragmentos sin cobertura son posteriormente ocupados por otras especies, que frecuentemente, no pertenecen al ecosistema base.

Estos factores ilustran que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola es un paisaje cambiante y sometido a los procesos naturales y a las actividades antrópicas. A su vez, es un paisaje que ha pasado por diversas etapas de desarrollo (natural, agrícola, expansión, degradación, protección y restauración) lo que ocasionó que, en cuanto a su valor paisajístico, presenta distintas facetas y cualidades. Asimismo, se puede hablar de su faceta terrestre que consta de los elementos terrestres de carácter mediterráneo, fácilmente distinguibles de los terrenos que rodean el parque. Sin duda alguna, el paisaje de esta área protegida que se caracteriza como abrupto, de relieves bajos y cumbres redondeados y áridos, de valles profundas y de vertientes escarpados donde domina la piedra calcárea presenta un gran valor natural y, por lo tanto, da la oportunidad de explorar muchas facetas singulares. Por ejemplo, las formas naturales, debido a la acción del agua y del aire, presentan un sistema único y formidable de simas, cuevas, lapiaces y dolinas. La vegetación y la fauna se componen de diversas especies adaptadas a las duras condiciones climáticas (insolación, escasez de aguas superficiales). Y si a todo ello se añade el factor humano como un agente transformador del paisaje tanto desde una perspectiva histórica como actual se encontrará la clave para entender la dinámica reciente y la variedad de facetas presentes en este espacio protegido.

Respecto a las facetas de la existencia humana, es importante admitir, que la presencia del hombre constituye, por un lado, una faceta alteradora o transformadora del paisaje del parque (no necesariamente negativa), mientras que por otro lado, aumenta la importancia del mismo e integra las dos partes: natural y humana. De esta manera, al ser disfrutado por un mayor número de personas, al paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola

se le otorga mayor importancia para el bienestar humano. Este aumento en la presencia antrópica implica una característica que no se da en cuanto a las áreas protegidas de paisajes más vírgenes, como los parques nacionales u otras figuras de protección.

En definitiva, se considera que todas faceta distinguidas forman una totalidad, es decir, un geosistema actuante e interactiva, compuesto de los componentes y de la diversidad de elementos y estructuras, coexistiendo así en una relación sinérgica sustentable.

3.6. ¿Un paisaje mediterráneo variado o monótono?

Bajo una perspectiva general, el paisaje se concibe, a la vez, como una realidad física y la representación que culturalmente el ser humano hace de ella (Díaz, 2003). En este contexto, el paisaje mediterráneo es, por un lado, el resultado de una combinación, dinámica y evolución de distintos elementos, factores naturales (físicos, químicos, biológicos) y antrópicos (sociales, históricos, económicos y culturales) que se interrelacionan entre sí. Por otro lado, dependiendo de un sinfín de elementos, factores o procesos, el paisaje mediterráneo revela una gran influencia histórica de la sociedad humana y de sus múltiples actividades de cuyas dinámicas depende, en gran parte, su variedad. Por lo tanto, el paisaje mediterráneo se caracteriza por una alta diversidad como consecuencia de la alternancia de componentes que forman los mosaicos compuestos de piezas diferentes definidos por la multiplicidad de contrastes (formas, colores, tonos, texturas) y por la complementariedad (natural/artificial, simple/complejo, vacío/lleño, pequeño/grande, abierto/cerrado, monótono/variado).

En relación a estas características, cabe destacar que el paisaje mediterráneo constituye un sistema dinámico que evoluciona según las distintas relaciones que la sociedad establece con su medio, así como de acuerdo con los procesos propios de la Naturaleza (González, 1981). Esta dinámica se debe a las fuerzas externas (como la acción antrópica) y a las fuerzas internas de los elementos que lo componen. Asimismo, las singulares condiciones climáticas, la heterogeneidad geomorfológica, la complejidad del territorio, la sociedad, su cultura milenaria y la particular historia de los usos del suelo, indudablemente, han condicionado el carácter singular del paisaje mediterráneo. Y, entre estos factores, según Celecia (1998), la dimensión histórica del paisaje, es decir, el factor humano constituye el principal agente transformador. En relación a estos factores, cabe destacar que el paisaje cultural cuya presencia influye a la variedad del paisaje mediterráneo es, en términos generales, uno de los más antiguos del mundo.

Por lo tanto, el paisaje mediterráneo estando sujeto a los cambios muy considerables a lo largo de la historia, debido al intenso desarrollo antrópico en la cuenca del Mediterráneo, no debe identificarse con una realidad estática, ni una homogeneidad o monotonía fisiográfica, tampoco con una constante repetición de formas en su estructura ni limitarse a una simple combinación de rasgos semejantes. Al contrario, el paisaje mediterráneo debe ser comprendido como una realidad diversa, en permanente cambio y evolución que es organizada en mosaico heterogéneo y complejo cuyos fragmentos presentan diferentes tipos de usos del suelo (cultivos, viñas, pastizales, matorrales, bosques, núcleos urbanos, zonas industriales, etc.) y diferentes grados de naturalidad e integridad ecológica.

Según Bernández *et al.* (1989), el aprovechamiento de los recursos con una mayor o menor utilidad ha ocasionado que los sistemas – físicos, geográficos, ecológicos – se encontraron alterados o cambiados en mayor o menor medida por la actividad humana. No obstante, en el paisaje mediterráneo resulta particularmente difícil la distinción entre el espacio natural y el cultural incluso, según señalan Bernández *et al.* (1989), en muchas áreas montañesas, de apariencia silvestre. En este contexto, el paisaje mediterráneo se lo considera como un paisaje natural, culturalmente e históricamente valorado, que la sociedad ha transformado en un paisaje antropizado. Por lo tanto, no ha de sorprender que prácticamente en él no existen ejemplos de paisajes “vírgenes”, y que los distintos tipos de paisajes presentes son considerados como respuesta a las condiciones de un medio antrópico fluctuante. De esta manera, se ha determinado la ordenación social, muy vinculada a las tradicionales actividades agrarias que han dado al paisaje mediterráneo el carácter agro-silvo-pastoral.

En cuanto a las actividades agrarias presentes en el paisaje mediterráneo, es importante señalar que entre ellas dominaba la trilogía clásica de trigo-olivo-vid concentrada en áreas, principalmente construidas por trigales, viñas, olivares y almendrales, a menudo mezclados con pinares, monte bajo y tierras yermas. Y, según lo demuestran las tendencias actuales, mientras que el cultivo de trigo retrocede hacia el norte, cultivándose en espacios más adaptados por su clima y morfología, el cultivo de los olivos se mantiene como cultivo típico mediterráneo, aunque en competencia con otros cultivos arbóreos (González, 1991). En cuanto a la agricultura de vid, la cultivación depende de los costes de producción y revela una cierta competencia entre los fabricantes de vino.

Aunque el ser humano, su cultura y tecnología están presentes en el paisaje mediterráneo y se los concibe como los importantes agentes transformadores y como

unas partes integrantes de los ecosistemas que subyacen en el paisaje, existen otros factores que hacen el paisaje variado.

El marco ambiental del paisaje mediterráneo viene determinado por un clima seco, sin lluvia en verano y el consiguiente estrés hídrico (riesgo de fuego) al que están sujetas las comunidades biológicas durante esa estación (Di Castri *et al.* 1988). Junto con el factor climático, la gran importancia tiene el componente geomorfológico, al que se debe añadir el carácter del sustrato litológico, la tipología de relieve y la vegetación.

En lo que concierne al clima típico mediterráneo, cabe destacar que está determinado por la posición latitudinal que ocupa el Mar Mediterráneo y su territorio circundante. La singular posición geográfica comporta una fuerte irregularidad estacional (térmica y pluviométrica). Por lo tanto, el clima se caracteriza por tener los inviernos suaves y húmedos, los veranos calurosos y secos, la elevada radiación solar y la irregularidad de los cursos fluviales.

La existencia de un verano caluroso y seco en el ámbito de latitudes medias ocasiona una fuerte evapotranspiración la cual comporta regímenes pluviométricos irregulares, en los que se dan tanto grandes sequías como lluvias torrenciales. A escala local, la variación de las condiciones ambientales (topográficas e hídricas) provoca la existencia de un amplio muestrario de subtipos climáticos (microclimas). Asimismo, el relieve, la exposición de laderas, la pendiente y/o la disponibilidad de agua por drenaje o por descarga subterránea son, según Peco (1989), los rasgos más característicos que generan los microclimas del clima mediterráneo. Por lo tanto, la singular ubicación geográfica, además de las condiciones topográficas y los gradientes costa-interior y aridez-humedad dan lugar a una variación de ambientes que determinan una tipología ecológica muy marcada en la cuenca mediterránea (Díaz, 2003).

En cuanto al componente geomorfológico, la cuenca mediterránea es muy variada (Díaz, 2003) y, según González (1981), la variedad geomorfológica condiciona, en gran parte, los sistemas ecológicos. A todo ello, puede añadirse la estructura geológica cuya variación entre el carácter silíceo (ácido) y calizo (básico) introduce unas condiciones particulares para el paisaje mediterráneo (Díaz, 2003); y, también la estructura morfoedáfica predominante, debido a que el balance entre morfogénesis y edafogénesis es un aspecto esencial que incide directamente en la estructura y funciones de los ecosistemas (Mardones, 2006). Las grandes diferencias en los sustratos geológicos, así como las actividades agrarias han provocado varios procesos erosivos los cuales, según

Zamora & Pugnaire (2001), la variedad de tipos de suelos presentes en esta zona. Sin embargo, algunos de ellos son relativamente fértiles, existen también otros que son muy pobres y poco desarrollados.

Entre otros factores cabe destacar el relieve que, a causa de su orientación y altura, influye en la variedad de microclimas. En efecto, como consecuencia de varios microclimas, aparecen distintos tipos o comunidades de la vegetación que aumentan carácter heterogéneo del paisaje. Además, el relieve influye en la localización de las poblaciones que, en el ámbito mediterráneo, se concentran en los escasos llanos – mayormente los litorales – así como en los fondos de valles. De esta manera, según señala Díaz (2003), se puede hablar de los paisajes mediterráneos variados y heterogéneos con asimetrías socioeconómicas entre el llano y la montaña.

Siguiendo la reflexión acerca del carácter del paisaje mediterráneo cabe destacar que según Sala *et al.* (2000), la región mediterránea es, a escala europea, una de las zonas de mayor diversidad cuyos ecosistemas se caracterizan por ser contrastados y heterogéneos. Desde este punto de vista, el paisaje concebido como una manifestación de la realidad geográfica y una configuración que toma el espacio terrestre, obviamente demuestra esta gran diversidad y gran contraste. Asimismo, de acuerdo con la tipología de los paisajes mediterráneos se pueden distinguir los paisajes de alta montaña, forestales, de valles, de riberas, de llanuras, de deltas y estuarios, así como los paisajes de ambientes áridos y dunares. Y, sin duda alguna, cada uno de ellos es único, propio para la zona e irrepetible. En este sentido, se puede señalar que la variedad de los paisajes mediterráneos está sujeta a la presencia de distintos tipos de elementos, a la estructura ecológica, a la composición y morfología del territorio, también a los tipos del suelo y a la biodiversidad de la fauna y flora, y no sólo a nivel de especies sino también de comunidad.

Cualquier intento de clasificar el paisaje mediterráneo como variado o monótono debe acudir necesariamente a la vegetación debido a que es el elemento más característico del paisaje. La vegetación, en el contexto mediterráneo, está representada por bosques de hoja endurecida (perennifolias), tales como encinares, aunque también en las zonas más cálidas y erosionadas por pinares y enebros y, en menor medida, por alcornoques o matorrales en los lugares más secos. Entre las especies que habitan el paisaje mediterráneo destacan las encinas, el pino carrasco, las maquías de coscoja (garriga), el palmito o la sabina, entre otras. La coexistencia de hábitats con variable estructura en la vegetación favorece la heterogeneidad del mosaico mediterráneo.

Curiosamente, la alta diversidad biológica contenida en el territorio mediterráneo no se encuentra en los ambientes más “naturales” de esta región sino que está relacionada más con sistemas antropizados, por ejemplo con las áreas agrarias ancestralmente gestionadas por el hombre (González, 1981, 1991; Bernáldez *et al.* 1989). Y, sin embargo, tras el abandono de las actividades agrarias (observado en las últimas décadas) y el aumento de la sucesión natural progresiva hacia la vegetación natural propia de la zona (mayor presencia de matorrales), los procesos que favorecen homogeneización del paisaje y una pérdida de la diversidad en el mosaico mediterráneo, el paisaje de la Cuenca del Mediterráneo sigue siendo variado y heterogéneo.

Unos de los fenómenos ecológicos que han tenido mucha importancia en cuanto a la estructura y diversidad del paisaje mediterráneo son los incendios. Los incendios, cuyos riesgos ha incrementado últimamente debido al aumento del combustible (material vegetal) y al cambio paisajístico hacia la homogeneización ambiental, tienen un gran impacto en el paisaje mediterráneo. El fuego, unido a las fuertes sequías estivales, afecta varias zonas, modifica las condiciones ecológicas y, a escala del paisaje, perturba los hábitats favoreciendo el mantenimiento de hábitats abiertos y sin cobertura (Moreira & Russo, 2007). En este aspecto, se puede señalar que los incendios contribuyen a la formación de hábitats con diferente estructura en la vegetación y, de esta manera, contribuyen en el mantenimiento de la heterogeneidad paisajística (Pickett & White, 1985).

Finalmente, desde el punto de vista funcional, la interacción entre el clima, el relieve, la circulación hídrica y la vegetación, ocasiona que el mosaico mediterráneo sigue siendo muy variado incluso en las áreas relativamente pequeñas. Se trata de unas áreas en las cuales las especies de diferentes orígenes y tolerancia ecológica han sido capaces de coexistir e interactuar con otras especies en un área pequeña, y según señala Díaz (2003) siendo yuxtapuestas en la misma comunidad, han sido capaces de adaptarse a las nuevas condiciones. Esta característica de la vegetación es muy propia para el paisaje mediterráneo.

Sin embargo, a la vez que se observa una gran variedad en el paisaje mediterráneo, también hay que mencionar los procesos más actuales que la perturban. Mencionados anteriormente el abandono de las actividades agrarias o la sucesión natural son unos de los ejemplos; También, la expansión urbana, muy aumentada en las últimas décadas, o el abuso de las especies exóticas provoca, constantemente, una pérdida de la biodiversidad promoviendo, de esta forma, los paisajes monótonos.

3.7. Bibliografía Específica

- Albrich S., Bernaus J.M., Boix C., Caus E., Martín-Closas C., Salas R., Vicedo V., Villalonga R.,** 2006. *Caracterización bioestratigráfica y paleoambiental del cretácico inferior (Berriasiense-Barremiense) del Macizo del Garraf (Cadena Costera Catalana)*. Revista Española de Micropaleontología, Vol. 38 (2-3), Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España, pp. 429-451.
- Bayer X., Guasch C.,** 2001. *Parajes naturales: Massís del Garraf i Conques de L'Anoia, del Foix i del Gaià. Cossetània, Catalunya, Espanya*.
- Benet M.I.,** 1990. *El Paleozoico de la parte NE del Macizo de Garraf (Cadenas Costeras Catalanas)*. Acta Geologica Hispanica, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. 25 (1-2), pp.133-139.
- Bernández F.G., Rey J.M., Levassor C., Peco B.,** 1989. *The landscape ecology of uncultivated lowlands in Central Spain*. Landscape Ecology, USA, Vol. 3, pp. 3-19.
- Bolòs A. de,** 1950. *Vegetación de las comarcas barcelonesas*. Instituto Español de Estudios Mediterráneos. Barcelona, España.
- Busquets J., Cortina A.,** 2009. *Gestión del paisaje. Manual de protección, gestión y ordenación del paisaje*. Editorial Ariel S.A., España.
- Camarasa J.M., Folch R., Masalles R.M.,** 1979. *El patrimonio natural de la comarca de Barcelona. Medidas necesarias para su protección y conservación*. Barcelona: Corporación Metropolitana de Barcelona, España, pp. 232.
- Casulleras G., Panareda J.M.,** 2005. *Evolución del paisaje agrario del término municipal de Parc del Penedès (Alt Penedès, Barcelona) en los 200 últimos años*. Boletín de la Agencia General del Estado (A.G.E.), Madrid, España, N° 40, pp. 353-373.
- Celecia J.,** 1998. *Desarrollo sostenible y ciudad: Más allá del virtuoso discurso*. Ciudades, Universidad de Valladolid, Valladolid, España, Vol.37, pp. 12-25.
- Delgado J.,** 2007. *Auditoría de vulnerabilidad urbana en las cuencas de las La Zorra, Mamo y Tacagua*. Editorial Vargas, Informe de avance N°3, Universidad Central de Venezuela (UCV), Caracas, Venezuela.
- Díaz F.,** 2003. *Paisaje y Territorio*. En: García C. (Coord.). Mediterráneo y Medio Ambiente. Colección Mediterráneo Económico. Vol. 4. Instituto de Estudios Cajamar, Almería, España, pp. 181-198.
- Di Castri F., Floret Ch., Rambal S., Roy J.,** 1988. *Time scales and water stress*. IUBS, Paris, France.
- Diputació de Barcelona (DIBA),** 2008. *Parc del Garraf. Memòria de gestió 2007*, Barcelona, Catalunya.
- Diputació de Barcelona (DIBA),** 2010. *Parc del Garraf i Parc d'Olèrdola. Memòries de gestió 2008*, Barcelona, Catalunya.
- Diputació de Barcelona (DIBA),** 2010. *Parc del Garraf i Parc d'Olèrdola. Memòries de gestió 2009*, Barcelona, Catalunya.
- Folch R.,** 1981. *La Vegetació dels Països Catalans*. Ketres, Barcelona, Catalunya.
- González F.,** 1981. *Ecología y paisaje*. Blume, Madrid, España.
- González F.,** 1991. *Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias*. En: Pineda F.D., Casado M.A., De Miguel J.M., Montalvo J. (Eds.): *Diversidad Biológica/Biological Diversity*, Fund. Areces-SCOPE-WWF, Madrid, España, pp. 23-31.
- Jordan C.F.,** 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons. New York (USA), pp. 180.
- Jordà C.,** 1990. *Aspectos ecológicos de la autopista del Garraf*. O.P.N., Barcelona, Catalunya, Vol. 15.

- Llacuna S., del Amo R.**, 2003. *Seguiment de les aus marines al litoral del Parc del Garraf*. IV Trobada d'Estudios del Garraf, Diputació de Barcelona, Barcelona, Catalunya, pp. 117-119.
- Kattan G.H., Murcia C.**, 2002. *A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation*. En: *How landscape change: human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas* (Eds. Bradshaw G.A. & Mooney H.A., Springer-Verlag, New York, USA, pp. 183-200.
- Mapa de Vegetación Actual del Parque Natural del Garraf** a escala 1:20.000, 1996. Generalitat de Catalunya, Barcelona, Catalunya.
- Mardones G.**, 2006. *Clasificación jerárquica y cartografía de ecosistemas en la zona andina de la Región del Biobío, Chile*. Revista de Geografía Norte Grande, Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, Chile, N° 35, pp. 59-75.
- Mazón J.**, 2008. *Alguns trets climàtics del massís del Garraf*. V Trobada d'Estudiosos del Garraf, Diputació de Barcelona, Barcelona, Catalunya, pp. 169-174.
- Molerio L.F.**, 1985. *Dominios de Flujo y Jerarquización del Espacio en Acuíferos Kársticos*. Aniversario, Sociedad Espeleológica, Ciudad de La Habana, Cuba, p. 54.
- Molerio L.F.**, 2004. *Indicadores de vulnerabilidad de acuíferos kársticos*. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, La Habana, Cuba, vol.XXV, N° 3, pp. 56-61.
- Moreira F., Russo D.**, 2007. *Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe*. Landscape Ecology 22, USA, pp. 1461-1476.
- Moreno J.A.**, 2007. *Bioestratigrafía del Aptiense del macizo de Garraf (NE de la Península Ibérica)*. Geogaceta. Sociedad Geológica de España, Madrid, España, Vol. 41, pp.131-134.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geocológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Peco B.**, 1989. *Modelling mediterranean pasture dynamics*. Vegetatio, Springer, USA, Vol.83, pp. 269-276.
- Pickett S.T.A., White P.S.**, 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida (USA).
- Pickett S.T.A., Burch W.R., Dalton S.E.Jr., Foresman T.W., Grove J.M., Rowntree R.**, 1997. *A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas*. Urban Ecosystems, USA, Vol. 1(4), pp. 30-35.
- Restrepo C., Espadales X., Haro A. de**, 1985. *Contribución al conocimiento faunístico de los formicidos del Macizo de Garraf (Barcelona)*. Orsis, Barcelona, España, Vol. 1, pp.113-129.
- Revilla V., García J.**, 2007. *Poblamiento y sociedad rural en el litoral del Garraf en época romana: una inscripción procedente de la villa del Vinyet (Sitges, Barcelona)*. Pyrenae, Universidad de Barcelona, N° 38, Vol. 1, pp. 57-77.
- Riera J., Vega C.**, 1997. *Estudio del estado de degradación de la vegetación debido a incendios forestales en el Parque Natural del Garraf (Barcelona)*. I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad, Libro de actas 5, pp. 377-381, Pamplona, España.
- Riera J.**, 1998. *Estudi de l'evolució de la vegetació del Garraf en el període 1962-1998*. III Trobada d'Estudiosos del Garraf, Monografies, Barcelona, Catalunya, Vol. 30, pp. 29-36.
- Rubio P., Muñoz J.**, 2008. *Gestión del paisaje en áreas de interés natural*. Cuadernos Geográficos, Barcelona, España, N° 43, pp. 271-288.
- Sala O.E., Stuart Chapin III F., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Hueneke L.F., Jackson R., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H. A., Oesterheld M., Poff L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., Wall D.**, 2000.

Biodiversity-Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science, London, UK, Vol. 278, pp. 1770-1774.

Soulé M., Sanjayan M., 1998. Conservation targets: do they help?. Science, USA, Vol. 279, pp. 2060-2061.

Soriano I., Busquet I., 1993. *Mapa de vegetació del Delta del Llobregat i el Garraf*. Editat pel Museu de Gavà i la Universitat de Barcelona. Barcelona, Catalunya, p. 38 + Mapa a escala 1:500.000.

Zamora R., Pugnaire de Iraola F.I., 2001. *Ecosistemas mediterráneos: Análisis funcional*. Colección Textos Univerditarios, C.S.I.C., Barcelona, Cataluña, Vol. 32.

Textos normativos:

Ley 23/1983, de 21 de noviembre de Política Territorial:
http://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/ca-l23-1983.html)

Ley 12/1985, de 13 de junio de Espacios Naturales:
http://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/ca-l12-1985.html

Ley 12/2006, de 27 de julio, de medidas en materia de medio ambiente y de modificación de las Leyes 3/1988 y 22/2003, relativas a la protección de los animales, de la Ley 12/1985, de espacios naturales, de la Ley 9/1995, del acceso motorizado al medio natural, y de la Ley 4/2004, relativa al proceso de adecuación de las actividades de incidencia ambiental:
<http://www.boe.es/boe/dias/2006/08/22/pdfs/A30879-30890.pdf>

DOGC Núm.1714 - 01/03/1993, DECRETO 328/1992, de 14 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Espacios de Interés Natural: http://www.barranquismo.net/paginas/reglamentos/catalunya/Decreto_328-1992_PEIN.pdf

Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural del Garraf, DOGC Núm. 805 18/02/1987, DOGC 22/11/1996, DOGC 18/06/1997, <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>, DOGC Núm. 3592 de 11 de marzo de 2002. <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>

Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural de Olèrdola, DOGC Núm.1672 – 20/11/1992 www.olerdola.cat/userfiles/file/TextNormatiuOlerdola.doc

Plan Especial del Embalse del Foix, del 28 de julio de 1993, DOGC Núm.1807 – 11/10/1993: http://www20.gencat.cat/docs/interior/Home/030%20Arees%20dactuacio/Proteccio%20Civil/Plans%20de%20proteccio%20civil/Plans%20de%20proteccio%20civil%20a%20Catalunya/Documents/INUNCAT_annexos_9_16.pdf

Plan de uso público de los Parques del Garraf, Olèrdola y Foix (2008) <http://www.diba.cat/parcsn/parcs/plana.asp?parc=0&m=294&s=1>

CAPÍTULO IV
FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE

En los últimos años, la toma de conciencia sobre la creciente cantidad de amenazas para el medio ambiente, en referencia a las actividades dañinas y peligrosas, convierte la protección de los ecosistemas naturales en una tarea fundamental y necesaria de las políticas ambientales. Sin duda, frente a la transformación y degradación ecológica del paisaje natural, intensificada en las últimas décadas por la sobreexplotación de los recursos naturales, se intenta establecer los principios básicos que rigen las políticas ambientales para tratar de asegurar y mantener un adecuado equilibrio entre el respeto al medio ambiente y el fomento del progreso antrópico. Por lo tanto, la efectiva conservación del medio ambiente requiere incorporar un enfoque paisajístico que permitirá identificar las amenazas principales para la biodiversidad y servirá como base para el desarrollo de estrategias de manejo adecuadas para dicha conservación.

Partiendo del principio que los estudios ambientales están enfocados hacia el análisis de la relación entre los elementos paisajísticos (naturales y antrópicos) resulta primordial estudiar las dinámicas del paisaje, es decir, los procesos de transformación ecológica y espacial del territorio a través del análisis de las consecuencias visibles de tal transformación, consideradas éstas como los cambios en los usos del suelo. En este contexto, varios autores denotan la necesidad de elaborar los estudios medioambientales desde la perspectiva del funcionamiento ecológico (Przewoźniak, 1987; Brotons, 2007; Degórski, 2009), de la conservación de la naturaleza (Saunders *et al.* 1991; Turner, 1996; Law & Dickman, 1998; Harrison & Bruna, 1999; Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2006; Laurance *et al.* 2006) y de la Ecología del Paisaje (Haila, 2002; McGriagal & Cushman, 2002; Bissonette & Storch, 2002; Fahrig, 2003; Hobbs & Yates, 2003; Gurrutxaga, 2004; Fischer & Lindermayer, 2005, 2007; Lindermayer & Fischer, 2006), teniendo en consideración que los cambios que a lo largo del tiempo acontecen en un territorio y que están asociados al constante aumento de la población humana y a otros procesos inducidos, directa o indirectamente, por las actividades antrópicas (agricultura, ganadería, construcción, industria, urbanización, etc.), configuran el paisaje

actual (Foto n°6). De esta manera, resulta lógico considerar el paisaje actual como el resultado de la interacción entre los procesos naturales y las influencias antropogénicas. No obstante, los factores abióticos, tales como el sustrato geológico, el relieve, el agua o el clima, determinan el desarrollo de la vegetación natural y también influyen en su arreglo espacial de modo que, a menudo, condicionan el uso de la tierra. Desde este punto de vista, es evidente que la vegetación es un indicador directo de las características estructurales y funcionales del paisaje dado que expresa las variables del medio físico que integran el sistema ambiental (Bertrand, 1968). Además, la capa vegetal es un determinante sensible a la dinámica del sistema y su transformación es, en términos generales, el primer síntoma claro de los cambios que suceden en el medio ambiente. Por tanto, cualquier alteración o transformación que provoque la división y pérdida de cubierta vegetal lleva a la modificación de la estructura del paisaje y, según la magnitud del cambio (grado, forma y extensión), amenaza la integridad del funcionamiento estable del paisaje.

Foto n°6. Ejemplos de paisaje natural y de paisaje transformado por actividades antrópicas. (A) Paisaje natural montañoso (Tatry, sur de Polonia). (B) Paisaje transformado: agrícola (Roztocze, región geográfica ubicada en centro-este de Polonia). (C) Paisaje urbanizado (ciudad de Zamość).



Fuente: Fotografías de M.Szek

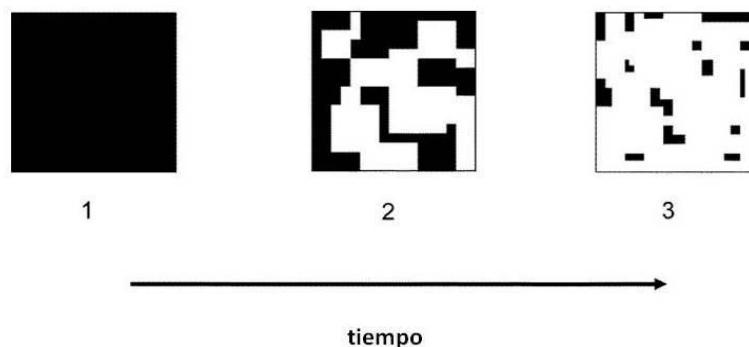
Respecto a la gran variedad de los procesos de transformación ecológica y espacial del medio ambiente, se destacan varios ejemplos, entre los cuales la “*fragmentación del paisaje*” (en inglés: *habitat fragmentation*), ocasionada por la reducción de los hábitats (naturales y seminaturales) y originada tanto por causas naturales como antrópicas, es uno de los más importantes. Sin duda, la fragmentación es un proceso dinámico que provoca que un determinado hábitat continuo (grandes áreas de las cubiertas vegetales, como por ejemplo un bosque) vaya quedando reducido a fragmentos más pequeños y aislados inmersos en una matriz de hábitats diferentes al original. En cambio, los autores tales como Hargis *et al.* (1999), Myers *et al.* (2000), Jaeger (2000), Múgica de la Guerra *et al.* (2002) o Brook *et al.* (2003), con el término *fragmentación del paisaje*, se refieren principalmente a la pérdida y degradación de hábitats ya que un fragmento del paisaje es transformado para un diferente tipo de uso de la tierra. Para estos autores la fragmentación afecta en gran medida a la vegetación remanente de modo que provoca la pérdida de su potencial ecológico. En otros términos, la disminución de la superficie total de hábitats de interés natural favorece el empobrecimiento de la diversidad de tipos de hábitats naturales y seminaturales presentes en el paisaje.

Otras aproximaciones teóricas referentes al término *fragmentación del paisaje* están asociadas a diferentes conceptos ambientales entre los cuales cabe mencionar la dinámica de la evolución paisajística (Bustamante & Grez, 1995; Bissonette & Storch, 2002; Carr *et al.* 2002; McGarigal & Cushman, 2002, Fischer & Linder Mayer, 2005, 2007; Linder Mayer & Fischer, 2006), la disposición espacial (Wilcove *et al.* 1986; Richling, 1992; Kozakiewicz, 1993; Haila, 2002), la cantidad total de hábitat (Schmiegelow & Mönkkönen, 2002), la conectividad y/o aumento del aislamiento de los fragmentos (Saunders *et al.* 1991; Ecotono, 1996; Bennett, 1999; Moilanen & Hanski, 2001; Pullin, 2002; Tewkeburry, 2002; Fahrig, 2003; Uezu *et al.* 2005) y la degradación del paisaje y amenazas para la biodiversidad (Andrén, 1994; Noss, 1991, 1995; Bustamante & Grez, 1995; Murcia, 1995; Turner, 1996; Fahrig, 2003; Waldhardt, 2003; Solé *et al.* 2004).

En lo que concierne a la capa vegetal, la fragmentación produce progresivamente una serie de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta o de un tipo de uso antrópico. Por tanto, a medida que el grado de fragmentación aumenta, los fragmentos que se caracterizan por ser más pequeños (debido a la constante disminución del tamaño medio a lo largo del tiempo) aumentan en la cantidad, al igual que aumenta el grado de aislamiento y el riesgo de extinción de fauna y flora que habitan estos fragmentos (Saunders *et al.* 1991; Ecotono 1996; Bennett, 1999; Pullin,

2002; Fahrig 2003). Asimismo, los procesos de fragmentación determinan que la cobertura original de la superficie terrestre se reduzca parcialmente o desaparezca totalmente siendo sustituida por una cobertura distinta cambiando, de este modo, la estructura del paisaje. Los cambios producidos se ven reflejados sobre todo en la estructura espacial del paisaje como el tamaño, la forma, el número o el arreglo espacial de los fragmentos (Turner *et al.* 2001). Los patrones paisajísticos así establecidos, resultan de complejas relaciones entre la configuración espacial y las implicaciones ecológicas (O'Neill *et al.* 1988) ocurridas en el tiempo que, según Langran (1992), debe ser considerado como un parámetro fundamental para comprender la dinámica de los cambios. De esta forma, los patrones paisajísticos varían dependiendo del proceso de fragmentación. Teniendo esto en cuenta, cada paisaje se puede identificar como continuo o fragmentado, según lo cual la fragmentación tiene diferentes grados (Figura nº16).

Figura nº 16. Desarrollo temporal del proceso de fragmentación de un hábitat continuo: La cobertura que originalmente era una superficie continua (representada en el gráfico por el color negro) se queda reducida y sustituida, parcial o totalmente, por una cobertura diferente (representada por color blanco). Así, aparece un conjunto de fragmentos desconectados inmersos en una matriz de otro uso.



Fuente: Wilcove et al. 1986; posteriormente modificado por Fahrig, 2003.

No obstante, en el análisis del proceso de transformación del paisaje el papel fundamental desempeña la escala, sobre todo, en cuanto a la selección de sus atributos espaciales. Al respecto, hay que remarcar que, en función de la escala escogida, el análisis temporal de los patrones paisajísticos genera la información sobre el tipo y la dimensión de los cambios (Forman, 1995). Además, los cambios tienen diferentes orígenes desde los naturales tales como, por ejemplo, la sucesión ecológica que, por regla general, tiende hacia el climax, hasta los antropogénicos, tales como la urbanización, zonas industriales, entre otros. Bajo estas consideraciones, se puede abordar el proceso de transformación del paisaje evaluando sus etapas. Por ejemplo,

Forman (1995) identifica cinco etapas en el proceso de la transformación del territorio que actúan conjuntamente clasificándolos de la siguiente manera:

- *perforación del hábitat* (aparición de “agujeros” en un hábitat continuo),
- *disección del hábitat* (división del hábitat en secciones producida por una carretera o una vía del tren),
- *fragmentación del hábitat* (división de los hábitats en unidades más pequeñas y aisladas),
- *reducción del hábitat* (disminución en el tamaño del hábitat sin división),
- *desaparición del hábitat* (la desaparición total de hábitat que, en muchos casos, esta asociada a la sustitución del hábitat original por un hábitat nuevo).

Es importante admitir que en sus estudios Forman (1995) pone mucho énfasis importancia en la idea de que la modificación del paisaje aumenta con el tiempo. Por su parte, también Hobbs & Wilson (1998) prestan atención a esta misma cuestión y, respecto al proceso de transformación paisajística, presentan una descripción de cambios consecutivos en la cual distinguen un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración: *intacto*, *salpicado* (jaspado), *fragmentado* y *relicto* (Figura nº17). A su vez, para cada uno de dichos niveles de alteración proponen diferentes medidas de gestión. Asimismo, según los criterios establecidos, existen dos grupos de paisajes: por un lado los paisajes poco transformados donde la pérdida de cubierta vegetal es inferior al 40% y, por otro lado, los paisajes fragmentados en los cuales la fragmentación de la cubierta vegetal sobrepasa el 40%. En lo que respecta a los paisajes fragmentados, los clasifican como “*paisajes con hábitat alterado o destruido*” y señalan que, dependiendo del contexto, el término fragmentación se puede aplicar tanto como un patrón o como la descripción de un proceso de transformación del paisaje (Hobbs & Wilson, 1998).

Sin duda, la fragmentación es un proceso continuo y dinámico cuyos efectos en la estructura del paisaje pueden describirse mediante varios índices como por ejemplo el porcentaje de hábitat natural, el número total y tamaño promedio de los fragmentos, el índice de forma, de conectividad, de yuxtaposición, de diversidad de Shannon, entre otros (O'Neill *et al.* 1988; Elkie *et al.* 1999; Saura, 2001; Gergel & Turner, 2002). Por otro lado, los paisajes fragmentados se deben estudiar como sistemas en los que el equilibrio dinámico (homeostasis) ha sido alterado lo que, en consecuencia, inicia los procesos de autorregulación. Según los mecanismos de regulación de sistema presentados en el capítulo 1.1.6. de este estudio, cuando las propiedades del sistema son empujadas hacia

los umbrales de fragmentación aparecen los mecanismos de retroalimentación positiva concebidos como el primer paso en contra de las alteraciones del sistema. Respecto a esta perspectiva sistémica se ha de tener presente que existen varios procesos naturales o antrópicos que, influyendo en la organización paisajística, así como en la distribución de las especies y poblaciones de fauna y flora, intensifican fragmentación del paisaje.

Figura nº 17. Grados de alteración del paisaje según el porcentaje del hábitat destruido.



Fuente: Hobbs & Wilson (1998)

El concepto de fragmentación no se refiere únicamente al paisaje destacando la heterogeneidad del mosaico paisajístico como estructura espacial, sino que está asociado al hábitat como tal, a sus condiciones, sus resistencias y sus dinámicas relacionadas con la riqueza de especies, como también con la sensibilidad de las especies a la fragmentación. Por consiguiente, refiriéndose al concepto de fragmentación, Tschamtké *et al.* (2002) y Lindenmayer & Fisher (2006), señalan que es importante precisar el término “hábitat”. La precisión, en este caso, parece ser imprescindible por dos motivos; Primero, el uso demasiado general de la terminología puede ocasionar el empleo inapropiado de los conceptos y teorías que sean mencionadas a continuación. Y, segundo, como consecuencia del primero, y teniendo en cuenta que el término *hábitat* va directamente relacionado con los conceptos tales como la pérdida, la degradación, la subdivisión, la insolación, la diversidad, la riqueza de especies, etc., la complejidad de las aplicaciones de este término puede provocar diferentes conclusiones en tanto

en cuanto a la magnitud, como en el desarrollo de los efectos de fragmentación estudiada (Fahring, 2003; Lindenmayer & Fisher, 2006).

En relación a estas consideraciones, el *hábitat* se define como *un área que reúne las condiciones físicas y biológicas necesarias para la supervivencia y reproducción de una especie o comunidad animal o vegetal* (Lindenmayer & Fisher, 2006). Asimismo, se denota la existencia de varias condiciones que deben ser cumplidas por un área para que una especie pueda utilizarla como su hábitat. Por ejemplo, un hábitat puede ser adecuado para una metapoblación de cierta especie, mientras que para otra metapoblación significa la extinción. Desde este punto de vista, no todas las condiciones del hábitat tienen la misma importancia para una especie en concreto. Por otra parte, la existencia de una variedad de características propias del hábitat, tales como, la ubicación (altitud o exposición), la presencia o ausencia de agua, las condiciones microclimáticas, la temperatura mínima bajo o sobre el punto de congelación, las influencias de los hábitats circundantes, entre otros, hace que se pueda clasificar un hábitat no solo en relación con las necesidades de varias especies sino según a calidad que presenta para éstas.

Frente a la complejidad e importancia creciente de la cuestión de transformación del medio ambiente relacionada especialmente con la fragmentación del paisaje, y debido a la gran preocupación por la evolución del estado y función de los ecosistemas y paisajes, se han desarrollado en los últimos años varios modelos conceptuales integrados en esta temática. Dado que la fragmentación concebida como un problema complejo, ocurre en varios niveles (Solé, 2004), se trata de presentar varias aplicaciones que permiten distintas interpretaciones. Por lo tanto, se presenta a continuación los principales fundamentos conceptuales concebidos como aplicaciones explicativas enfocadas a los efectos de la fragmentación del hábitat a escala de paisaje, que se agrupan en tres clases:

- **procesos:** *Pérdida de hábitat y la fragmentación per se*
(Según varios autores (Carr *et al.* 2002; Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2005, 2007; Lindenmayer & Fischer, 2006) ambos procesos pueden tener distinto desarrollo y consecuencias ecológicas),
- **teorías:** *Teoría Biogeográfica de Islas (TBI) y Teoría de metapoblaciones*
(Estos fundamentos teóricos fueron introducidos a la Ecología del Paisaje en la década de los años 60),

- **modelos:** *Modelo de parche-corredor-matriz* conocido también como el *concepto de las capas y corredores* y *el modelo Continuo-Umwelt*.

Seguidamente se exponen los factores de perturbación y alteración del estado de equilibrio de las áreas naturales y las consecuencias ecológicas de la fragmentación del paisaje.

Finalmente, se presenta los atributos de los patrones paisajísticos más aplicados en los estudios medioambientales que se presuponen relevantes para la selección de los índices elegidos para el estudio.

4. 1. Principales modelos conceptuales de la fragmentación del paisaje.

En términos generales, los procesos de transformación ecológica que se intensificaron drásticamente en las últimas décadas influyen de forma notable en la composición y configuración de los diferentes elementos que forman el paisaje. Desde este punto de vista, a pesar de que se evidencian distintas aplicaciones del término, algunas mencionadas en el apartado anterior, en un sentido amplio, la *fragmentación del paisaje* es un proceso a escala de paisaje cuyo resultado más visible es la conversión de áreas continuas en un mosaico paisajístico (Wilcove *et al.* 1986; Turner, 1990; Primm, 1991; Saunders *et al.* 1991, Richling, 1992; Kozakiewicz, 1993; Meffe & Carroll, 1994; Forman, 1995; Murcia, 1995; Hanski, 1999; Haila, 2002; Southworth *et al.* 2002; Fahrig, 2003; Fischer & Lindermayer, 2005, 2007; Lindermayer & Fischer, 2006). En este contexto, la fragmentación y la modificación de los patrones espaciales debida a los cambios de uso-cobertura de la tierra resultan fundamentales para estudiar las tendencias evolutivas de la transformación paisajística.

4.1.1. Pérdida de hábitat y fragmentación per se: tendencias evolutivas en la estructura del paisaje que afectan negativamente a la biodiversidad.

En lo que concierne a la *fragmentación per se* (en inglés: *fragmentation per se/ habitat subdivision*) y a la pérdida de hábitat (en inglés: *habitat loss*), en un sentido amplio, ambas implican la conversión de un área que originalmente era compacto en porciones de menor tamaño que quedan aisladas entre sí por el efecto de las barreras que dificultan el intercambio, movimiento o dispersión de las especies. Por su parte, tanto fragmentación *per se* como pérdida de hábitat afectan en gran medida a la biodiversidad

ecológica, siendo la primera causa de su disminución. La diferencia principal entre estos conceptos tiene cierta conexión con el proceso y forma de reducción de los hábitats originales (véase Figura nº18), y varios efectos que llevan a cabo ambos procesos.

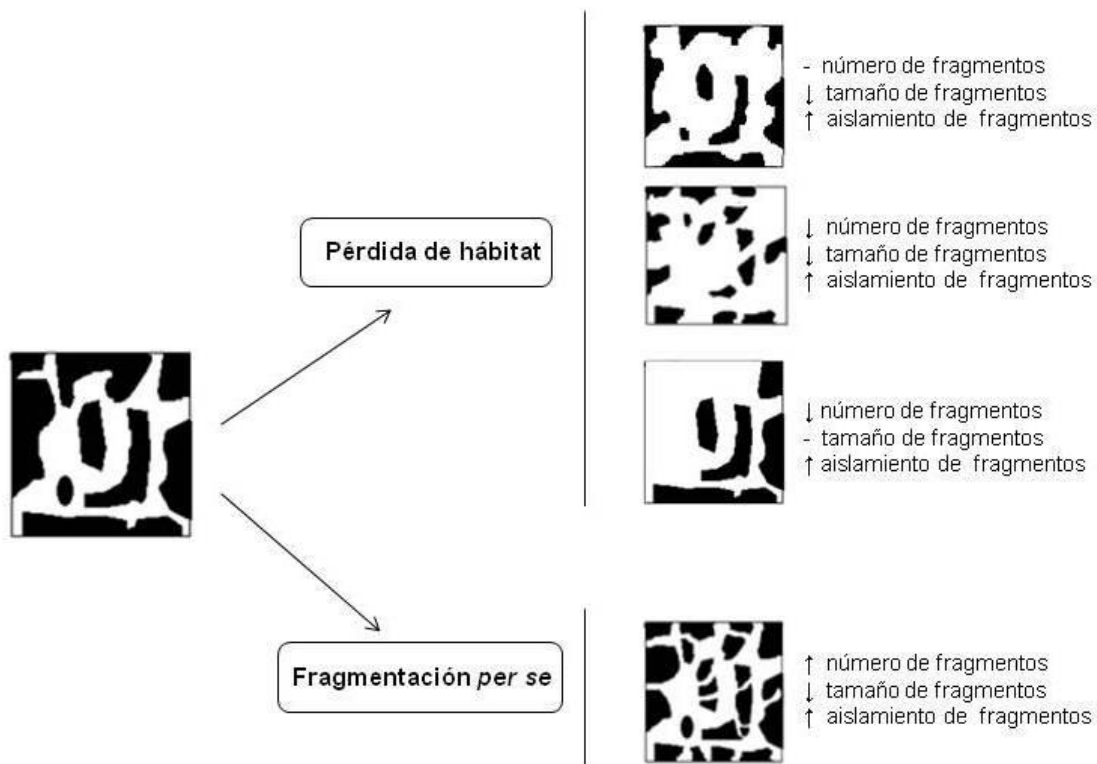
La pérdida de hábitat es un proceso en el cual una porción del hábitat natural adecuado para una especie determinada se reduce y, gradualmente, se transforma en otro tipo de uso de la tierra. Asimismo, la pérdida de hábitat genera paisajes que difieren en cuanto a la configuración (véase Figura nº18), de modo que el tamaño, número o aislamiento de los fragmentos que componen el paisaje varían notablemente. La reducción de los hábitats naturales presentes en el paisaje, en consecuencia, ocasiona la tendencia al decrecimiento demográfico de las especies originarias y, a menudo, debido a la pérdida de los recursos disponibles, su desaparición. Asimismo, la pérdida de hábitat se relaciona con el empobrecimiento de las poblaciones y extinción de especies (Myers *et al.* 2000; Jaeger, 2000; Brook *et al.* 2003). Por otra parte, según señalan Fahrig (2003) y Fischer & Linder Mayer (2005, 2007), la pérdida de hábitat no se debe definir como sinónimo de la pérdida de la vegetación nativa ya que no solo desaparece la vegetación sino que se cambian los patrones espaciales en el paisaje. En este contexto, siguiendo a Berg (2001) se puede señalar que la pérdida de la cantidad de hábitat y la creación de pequeños fragmentos, ocasionan la degradación del hábitat por medio del cambio de las propiedades y de la calidad de todo el hábitat restante.

Paralelamente, hay que tener en cuenta que al disminuir el hábitat, se ve afectada su distribución, sobre todo, por la falta de continuidad. En este sentido, debido a que la porción remanente de hábitat puede distribuirse de varias maneras, los movimientos de la fauna y la dispersión de la vegetación también se quedarán influenciados por el patrón espacial. Bajo estas características, debe ser considerado que la pérdida de hábitat produce varios efectos negativos sobre la fauna y la flora.

En cambio, la fragmentación *per se* que, en un sentido estricto, significa la ruptura de un paisaje que originalmente era continuo, produciendo efectos más débiles, tanto negativos como positivos. También varía en cuanto a las variables, de tal modo que aumenta el número de fragmentos, disminuye su tamaño medio y aumenta el aislamiento de los fragmentos (véase figura nº18). Fahrig (2003) concibe la fragmentación *per se*, sobre todo, como la división del hábitat junto al mantenimiento de la calidad del hábitat la cual, a menudo, va acompañada de pérdida de hábitat. En este sentido, el resultado de dicha división corresponde a la aparición de fragmentos aislados, los cuales se caracterizan como islas de distinto tamaño y forma, separadas unas de otras por diferente tipo de uso del suelo.

Figura nº18. Distintos escenarios de la conversión de un hábitat natural como efectos de la pérdida de hábitat y la fragmentación per se representados de forma gráfica. La pérdida de hábitat ocasiona varios efectos negativos en la configuración espacial, por ejemplo, disminución del número, tamaño o conectividad entre los fragmentos restantes. En efecto, la pérdida de hábitat ocasiona que los fragmentos de hábitat restante puedan ser demasiado pequeños o demasiado separados para que el hábitat pueda mantener su calidad y, de tal modo, cumplir los requisitos mínimos de las especies. En cuanto a la fragmentación per se, ésta va directamente relacionada con la división del hábitat en fragmentos más pequeños y aislados. En cualquier caso, ambos procesos, tanto pérdida de hábitat como fragmentación per se disminuyen la conectividad entre los fragmentos y afectan, así, a la biodiversidad.

PROCESO DE REDUCCIÓN DE HÁBITATS NATURALES



Fuente: Elaboración propia tomando como base a estudios de Fahrig (2003).

Generalmente, la división del hábitat es fácil de medir ya que corresponde al cambio de un tipo de uso del suelo a otro (Murcia, 1995). Como ejemplo se puede mencionar el bosque que, bajo distintos factores, se convierte en un área agraria, un pastizal, una zona urbana o industrial, etc. En este caso, la fragmentación, causada por la disminución en la disponibilidad de hábitat, implica la extensión espacial, la cual se puede medir. En cambio, la pérdida de hábitat es más difícil de medir debido a que ocasiona no sólo la reducción, sino también la degradación del hábitat. Dado que la pérdida de hábitat puede interrumpir las dinámicas de las poblaciones naturales, reducir la dispersión poblacional, afectar a los organismos y causar la extinción de especies (Mech & Hallet, 2001), existen muchas mas variables que se deben tomar en

consideración a la hora de su análisis. Por ejemplo, cuando un bosque está reducido a fragmentos más pequeños y, además, invadido por varias especies poco características, pero, a su vez, muy resistentes y adaptativas a nuevas condiciones microclimáticas y ecológicas, éste hábitat gradualmente se transforma y degrada. Así, algunos fragmentos desaparecen, mientras que otros, a pesar de que siguen como boscosos, desde el punto de vista ecológico, cambian su estado natural a un estado degradado.

En cualquier caso, la creciente intervención humana sobre los paisajes cuyo efecto más visible es el cambio en los usos del suelo, la pérdida de hábitat y la fragmentación *per se* se consideran como una de las mayores amenazas para la biodiversidad mundial (Wilcove, 1990; Saunders *et al.* 1991; Andrén, 1994; Noss, 1991; Bustamante & Grez, 1995; Murcia, 1995; Wiens, 1995; Turner, 1996; Laurence *et al.* 2002, 2006; Fahrig, 2003; Neel *et al.*, 2004; Solé *et al.* 2004). Estos procesos pueden afectar en gran medida, no sólo al conjunto de funciones del ecosistema, sino a la capacidad de dispersión de las especies, dando lugar a la disminución de la variabilidad de organismos (DeBinsky & Holt (2000)). Hay que tener en cuenta que cuando el número de especies de una población se reduce drásticamente, dichas especies (a causa de la incapacidad de adaptarse a los cambios) se extinguen en este ecosistema con el fin de desaparecer por completo. Para Andrén (1994), el número de especies presentes en un hábitat disminuye significativamente cuando se pierde más del 80% del hábitat original y siempre depende de los requerimientos de cada especie en términos de hábitat. Por otra parte, el impacto sobre la biodiversidad corresponde también a la reducción de la conexión entre fragmentos (Andrén, 1994; Carr *et al.* 2002; Fahrig, 2003). Cuando el grado de insolación incrementa, la correlación e intercambio con las zonas de hábitat original aún compactas, disminuyen.

Otra cuestión a considerar corresponde a los factores que influyen a la fragmentación (pérdida y fragmentación *per se*) desde los terrenos circundantes. En este contexto, los fragmentos son no sólo un indicador del estado del hábitat (Haila, 2002), sino también una forma de comprender las dinámicas que caracterizan las áreas circundantes. Por tanto, el manejo y conservación de los ecosistemas fragmentados deberían centrarse tanto en las influencias externas como en conocer los hábitats remanentes en sí. Parece, por tanto, cada vez más claro que aunque la conservación de los hábitats fragmentados particularmente de gran valor es fundamental, Waldhardt (2003) señala que el mantenimiento de la diversidad biológica es posible a través de la sustentación del mosaico de manchas de hábitats adecuado a una escala de paisaje.

4.1.2. Teoría de Biogeografía Insular (TBI): la fragmentación del paisaje y la relación entre el tamaño de las áreas y la diversidad de especies.

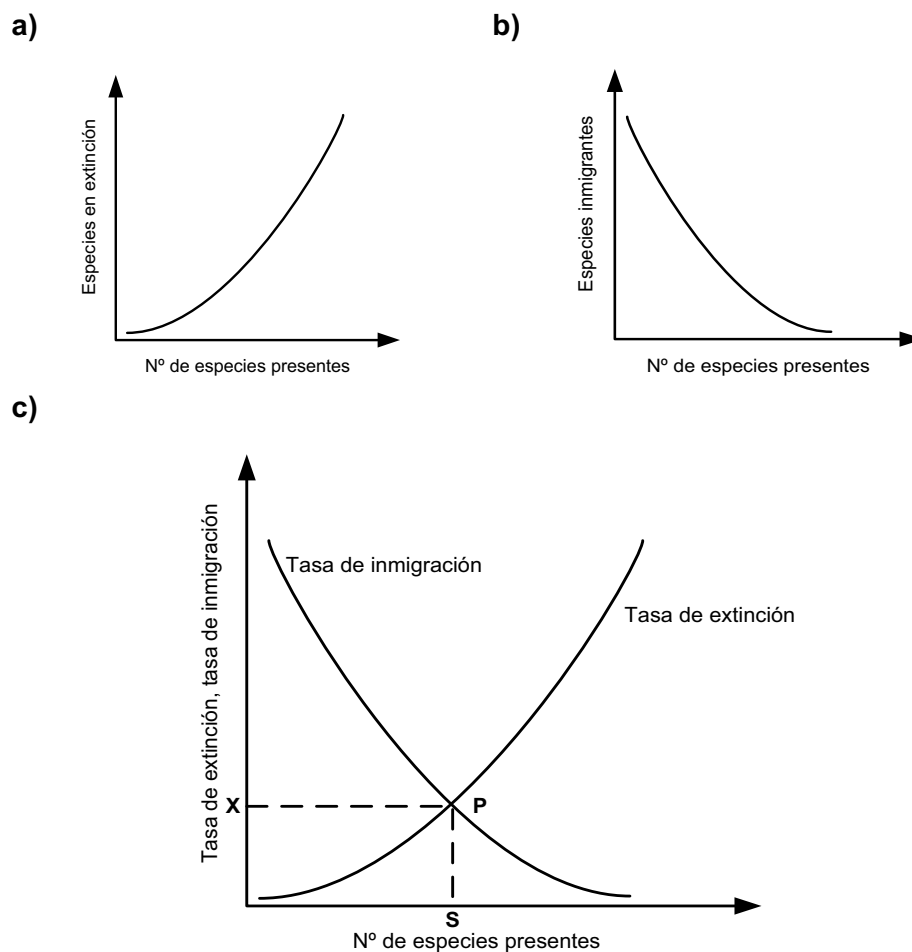
Indudablemente, la *Teoría de Biogeografía de Islas (Theory of Island Biogeography)*, que fue presentada por Roberto MacArthur y Eduard O. Wilson en 1967) consta de una gran importancia para el conocimiento del funcionamiento del medio natural, así como para el diseño de los ENP. Según esa teoría, la distribución espacial de los componentes bióticos en diferentes paisajes se estudia sobre la base de la distinción de varias unidades territoriales. Bajo este supuesto existen unidades denominadas como “*islas*” que pueden ser tanto islas reales como islas de hábitats (fragmentos rodeados de hábitats diferentes); y “*continentes*” que se corresponden a los terrenos grandes y poco transformados por el hombre, como por ejemplo los grandes complejos forestales; así como “*océanos*” que se identifican con los terrenos transformados por las actividades antrópicas, como por ejemplo los terrenos de uso agrícola.

Los conceptos básicos de la TBI parten del principio que, en un momento dado, la superficie de las islas muestra una correlación con la diversidad de especies de modo que existe un balance entre la tasa de inmigración de otras especies hacia esta isla y la tasa de extinción de especies ya presentes. Por tanto, según señalan los autores antes mencionados, en referencia a todo tipo de hábitat aislado, el número de las especies encontradas en una isla (el número del equilibrio) está determinado por dos factores: la distancia del *continente* o de otra isla y el tamaño de la isla. No obstante, las islas más cercanas al *continente* tienen más probabilidad de recibir a inmigrantes de él que las islas más lejanas. De acuerdo con esta pauta, Wilson & Bossert (1971) señalan que el aislamiento afecta de forma negativa al hábitat e influye en la diversidad de las especies. Por su parte, Haila (2002), afirma que la insolación de las islas (hábitats) constituye una variable importante a la hora del análisis de la fragmentación del paisaje y plantea que cada reducción del tamaño de los parches puede ocasionar la pérdida de especies. En este contexto, la reducción de la superficie de la población de una especie determinada, puede ocasionar la disminución gradual de la presencia de esta especie en la isla hasta llegar a su extinción completa. En tanto que la reducción de la medida de la isla influye al número de especies, el incremento de la extensión de la isla facilita el mantenimiento de poblaciones mayores y más diversas. Según MacArthur & Wilson (1967), cuanto mas grande es la isla, la diversidad de ambientes y de especies que tiene es mayor. Por otra parte, Meffe & Carroll (1997) señalan que las islas pequeñas tienen menos especies porque pueden soportar solamente pequeñas poblaciones dado que tienden a tener mayores tasas de extinción. Respecto a estas características,

se tiene que tener presente que en función del tamaño de las islas variará también la tasa de inmigración y, en cuanto aumenta la medida del fragmento, la probabilidad de colonizar los terrenos adyacentes por las especies propias de la isla es mayor.

El modelo que representa de forma gráfica la variación de la tasa de extinción e inmigración en función del número de especies presentes en la isla se muestra la Figura nº19, donde la tasa de extinción va aumentando a medida que crece el número de especies presentes (gráfico a), mientras que la tasa de inmigración muestra una tendencia opuesta (gráfico b). Cuando se comienza a colonizar una isla nueva la inmigración es máxima y va disminuyendo hasta llegar a un mínimo en función a un máximo número de especies que habitan la isla.

Figura nº19. Dependencias entre el número de especies y las tasas de inmigración y extinción en las áreas de vegetación denominadas como islas. La velocidad de colonización y el número de especies presentes están en relación proporcionalmente inversa.

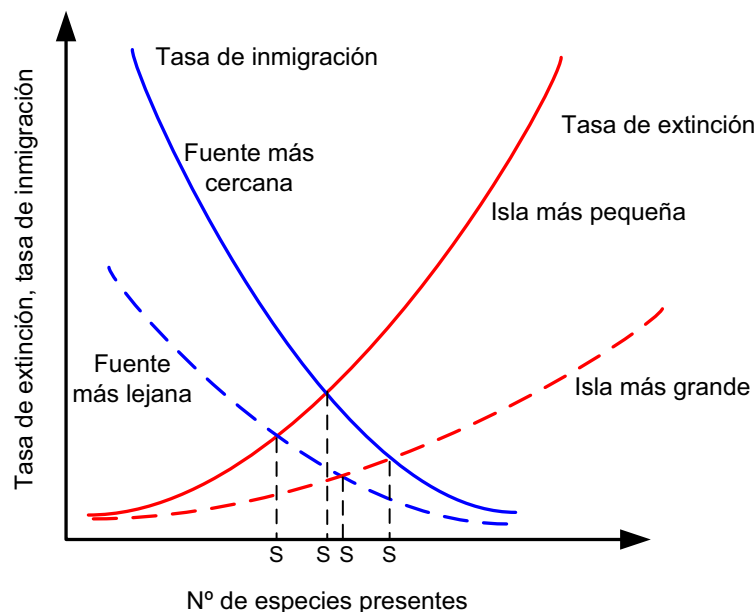


Fuente: Elaboración propia sobre la base de las teorías de MacArthur y Wilson (1967).

Debido al balance entre las especies que inmigran y las que se extinguen, según la TBI, cada isla tiene un límite del número de especies que la habitan. Dicho de otro modo, una vez alcanzado el límite, el número de especies tiende a un valor constante que corresponde al estado del equilibrio dinámico representado en la Figura nº19 (gráfico c) como el punto "P". A su vez, ante un aumento de cualquiera de las tasas, por efecto de la presión ejercida en una de las tasas por la otra, el punto de equilibrio permanecerá en el mismo nivel. Es importante admitir, que el punto de equilibrio, hace referencia al número y no a la identidad de especies.

Otra cuestión a considerar se refiere a dos factores mencionados anteriormente que son importantes para la estabilidad de las poblaciones. Se tratan de la distancia a la fuente más cercana y del tamaño de la isla (hábitat). Respecto a la distancia a la fuente de especies, las tasas de inmigración son más altas en islas o hábitats cercanos a la fuente (véase la curva azul en la Figura nº20), y siempre disminuyen con el aumento del número de especies ya presentes en la isla. En lo que concierne al tamaño de las islas, las tasas de extinción local son más altas cuando las islas son más pequeñas (véase la curva roja en la Figura nº20) y, en muchos casos, dependen del número de especies ya presentes en las islas. Teniendo en cuenta estas características, el estudio de la

Figura nº20. Factores principales que afectan la estabilidad de la isla del hábitat corresponden al tamaño de la Isla y la distancia de la isla a la fuente de invasión. En función de la variabilidad de las tasas de extinción e inmigración varía el número máximo de las especies de un hábitat aislado (S).



Fuente: Elaboración propia en base a MacArthur & Wilson (1967).

dimensión mínima necesaria para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad, constituye una cuestión importante para la conservación de hábitats terrestres y prevención de la pérdida de la biodiversidad que, a menudo, procede de la fragmentación del paisaje.

En términos generales, el tamaño de la isla y el grado del aislamiento, sumado al balance entre la tasa de inmigración y la tasa de extinción que de forma visible influye en el número de las especies (S) (véase la Figura nº20), constituye la base para establecer una fórmula aplicada para el estudio de la distribución y la diversidad de los componentes bióticos en el paisaje, que es la siguiente:

$$S=cA^z$$

donde:

- **S** corresponde al número de especies,
- **A** al tamaño de la isla,
- **C** se identifica con una constante que depende tanto del método de la medida como del tipo de las poblaciones y, generalmente se obtiene por regresión de los datos específicos para cada isla,
- **Z** corresponde a un exponente determinado por el número de especies y el tamaño de la isla cuyo valor varía de 0.2 a 0.35 para las islas reales y de 0.12 a 0.17 para las islas de hábitats.

Con el propósito de estudiar la estructura y composición paisajística, así como las relaciones entre varios elementos naturales del medio ambiente junto con los elementos antrópicos que componen el paisaje, Forman & Godron (1986) aplicaron la TBI a la Ecología del Paisaje. Desde tal perspectiva, en algunos casos, las islas se identifican con las áreas forestales singulares y pequeñas, con las áreas de árboles plantados, o también con arbustos ubicados en el paisaje agrícola o urbano mientras que los continentes corresponden a las áreas forestales grandes y compactas. En otros casos, el estudio del modelo *islas-continentes* va directamente relacionado con la estructura geoecológica de terreno estudiado. Este es el caso de las colinas de piedra caliza que están separadas unas de otras por zonas de diferentes condiciones ecológicas.

Según van der Maarel (1975, 1988), cuando se aplica la TBI a la conservación de hábitats, sobre todo, al diseño de los ENP, se hace visible que el criterio biológico junto con el aislamiento ecológico, son los factores más importantes e influyen en gran medida en la delimitación y el manejo de los ENP. Por otra parte, se ha de tener presente que la capacidad de mantener una comunidad de especies depende de variables tales como la distancia geográfica, el grado de la fragmentación y el factor temporal. Por tanto, a pesar de las diversas actuaciones orientadas a la protección de la naturaleza, puede suceder que en las islas unas especies desaparezcan mientras que otras ocupen su lugar y, con el tiempo, aumentarán en cantidad. De este modo, progresivamente, se cambiará la capa vegetal y después la estructura y funcionamiento de los ecosistemas lo que en consecuencia lleva a la transformación del paisaje. Desgraciadamente, el proceso de la transformación está subordinado, en muchos casos, a varias actividades antrópicas que provocan la fragmentación paisajística. De tal manera, se concede a los órganos responsables de la protección y conservación de la naturaleza una responsabilidad a todos los niveles de gestión de los ENP.

4.1.3. Teoría de metapoblaciones: la población mínima como el criterio de la delimitación de las áreas protegidas.

El concepto de “*metapoblación*”, que deriva de la *Teoría Biogeográfica de Islas*, centra su atención en analizar y describir las poblaciones compuestas de subpoblaciones (poblaciones locales) a fin de desarrollar la idea del intercambio entre poblaciones principalmente separadas (Hanski, 1999), así como de hacer una aproximación a la problemática de la conectividad, modelos de gestión y de conservación de especies amenazadas (Simberloff *et al.* 1992).

El término *metapoblación* fue introducido a la literatura científica por Richard Levins (1969) en la década de los años 70 del siglo XX con el propósito de caracterizar a un grupo de poblaciones locales (p. ej. en fragmentos de bosque) que funcionan como una unidad demográfica y que están conectadas por migración entre los fragmentos.

Según Hanski & Gilpin, (1991), cada una de las subpoblaciones de una especie que existe en un fragmento del hábitat y está separada entre sí por porciones de terreno impropio, actúa recíprocamente. Desde este punto de vista, el modelo de Levins muestra un modelo *no estructurado* en el que todos los parches de hábitats y poblaciones locales son idénticos. Bajo tal perspectiva, ya no queda ningún gran fragmento que pueda ser identificado como la fuente de los colonizadores potenciales, lo que significa que

la existencia de una población que habita una serie de fragmentos de hábitat esté sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones. En este sentido, existen poblaciones que mantienen la relación tras el intercambio de flujos de individuos entre parches separados en donde viven las poblaciones locales y, así, acaban constituyendo una metapoblación (Levins, 1969). Es importante admitir que, de este modo, se aclara la diferencia fundamental entre la sinecológica Teoría de Biogeografía Insular (que trata sobre las relaciones entre las comunidades biológicas y los ecosistemas terrestres), y el concepto de las metapoblaciones denominado como autoecológico (debido a que trata de las poblaciones de especies individuales).

Un aspecto importante de la Teoría de metapoblaciones es la distinción entre la presencia de una metapoblación de especies en una serie de fragmentos y el hábitat que forma estos fragmentos (Łomnicki, 2003). Para Mitka (2004), la existencia de la población en un fragmento individual demuestra que el hábitat es favorable para el desarrollo de la población y, a su vez, la falta de presencia de la población en el fragmento no impide que este hábitat sea desfavorable para la población. No obstante, la existencia de una metapoblación requiere de la capacidad de las especies de migrar y colonizar nuevos fragmentos. Sin esta capacidad la probabilidad de que las poblaciones locales se extingan es definitivamente mayor. Además, a todo esto se suma que la fragmentación y la falta de conectividad entre los fragmentos influyen de forma negativa a la capacidad y el grado de colonización. En sus estudios Levins (1967) denota que en cuanto la población está fragmentada en un conjunto de subpoblaciones y la probabilidad de extinción de las subpoblaciones es baja, las extinciones locales dependen del grado de la recolonización de las poblaciones vecinas. Este concepto se resume en la ecuación siguiente:

$$dp/dt = cp(1 - p) - mp$$

* donde:

- **c** corresponde a la probabilidad de colonización,
- **m** a la probabilidad de extinción,
- **p** significa la proporción de fragmentos disponibles colonizados.

Según Mitka (2004), la cuestión más importante que diferencia la Teoría de Metapoblaciones de otros enfoques ecológicos consiste en su carácter regional. Las poblaciones persisten regionalmente solo si la probabilidad de extinción (*m*) es menor

que la probabilidad de colonización (c). Para él mismo autor, la observación de la dinámica de la población local es un método insuficiente para el análisis de la dinámica regional, por tanto propone añadir al estudio aquellos factores que conectan las poblaciones locales ubicadas en un grupo de fragmentos de hábitats procedentes de la dispersión de los individuos y de la extinción local.

En lo que concierne a la dispersión, ésta depende de la colonización (proceso mediante el cual el fragmento no habitado o el fragmento en el que la población se ha extendido viene a ser ocupado por una o más especies) y de la migración (desplazamiento de las especies de distintas poblaciones que se produce entre un hábitat a otro). En cambio, el número de la población y el grado de la extinción local dependen del número de los hábitats disponibles. A esta variable se suele añadir también la capacidad colonizadora de las especies ya que el porcentaje de los hábitats colonizados será mayor cuanto más grande sea la capacidad de colonizar que tengan dichas especies. Por consiguiente, la relación entre el número de los inmigrantes y la probabilidad de la colonización es lineal (Łomnicki, 2003). Todos los factores mencionados ocasionan que, actualmente, al modelo clásico de Levins se añaden las variables demográficas de las poblaciones locales, tales como la mortalidad, la supervivencia, la fertilidad, la tasa de crecimiento y su estructura espacial (Hastings & Wolin 1989; Nee & May 1992; Hastings & Harrison, 1994; Tilman *et al.* 1994; Hanski *et al.* 2000).

A nivel práctico, el enfoque metapoblacional siendo una aproximación autoecológica que trata de estudiar las relaciones de las especies individuales con su medio a base del análisis de la dinámica poblacional (natalidad y mortalidad), la distribución geográfica (análisis cuantitativo) y los caracteres genéticos de las especies (análisis cualitativo), ha sido incorporado a los estudios de la estructura y fragmentación paisajística, así como a la conservación de la naturaleza. Gruimbine (1990) señala que una mínima población aislada de una determinada especie que se caracteriza por su alta probabilidad de supervivencia constituye un criterio viable y útil para la delimitación de las áreas protegidas. Por otra parte, una importante aplicación de la Teoría metapoblacional a los estudios enfocados en la conservación de la naturaleza es la evaluación del efecto de la destrucción de hábitat (eliminación del área necesaria para la población) en función de la dinámica de poblaciones regionales.

La interacción entre los patrones espaciales de los fragmentos de hábitats, la heterogeneidad paisajística y el grado de la conectividad entre los fragmentos influye de forma significativa al comportamiento de las especies lo que ocasiona que, a partir del modelo clásico de Levins, se desarrollan otros modelos conceptuales que varían

con respecto al modelo clásico en el grado de dispersión entre los fragmentos y la conectividad entre ellos, también en el balance relativo entre extinciones y recolonizaciones. Al respecto, aparecen modelos denominados como: *modelo de poblaciones en parches, de metapoblaciones no equilibradas, de poblaciones continente/isla o de poblaciones fuente/sumidero*.

4.1.4. Modelo parche-corredor-matriz concebido como un modelo frecuentemente aplicado en estudios de estructura del paisaje y planificación territorial.

El modelo “*parche-corredor-matriz*”, denominado también como el *concepto de las capas y corredores*, fue introducido a los estudios de paisaje en el año 1986 por dos ecólogos: Richard T.T. Forman y Michel Godron. A partir de entonces se comenzaron a desarrollar sus dos enfoques: paisajístico (estructural, funcional) y metapoblacional.

En referencia al enfoque paisajístico del modelo *parche-corredor-matriz*, éste corresponde a un modelo de patrón espacial en el paisaje e integra el concepto del mosaico paisajístico presentado a continuación y sirve para cuantificar la estructura del paisaje en términos de su configuración espacial. Sin duda alguna, la representación del paisaje compuesta por tres elementos: parches, corredores y matriz (Forman & Godron, 1986) facilita la interpretación y el análisis de los datos espaciales. Por esta razón, el modelo *parche-corredor-matriz* se considera como un modelo esencial para los estudios del paisaje (Taylor *et al.* 1993; Richling & Solon, 1996; Marull & Mallarach, 2002; Cieszewska, 2004).

Para Forman (1995), la composición de los parches y corredores ubicados en una matriz constituye un factor determinante de los flujos funcionales y las migraciones poblacionales presentes en el paisaje. Desde este punto de vista, el modelo *parche-corredor-matriz* se aplica a estudios de todos los movimientos, flujos y cambios de los sistemas naturales, también a los conceptos de migración y recolonización de especies (lo que corresponde al enfoque metapoblacional).

En términos generales, el enfoque metapoblacional considera que las especies se distribuyen a nivel local en el paisaje formando poblaciones autóctonas conectadas por medio de migración mientras que la permanencia de las especies a nivel regional está determinada por la recolonización. La conectividad ecológica que en el enfoque metapoblacional constituye el papel fundamental está relacionada con la estructura espacial del paisaje y con la permeabilidad de los distintos componentes que lo

conforman. Por otra parte, la conectividad ecológica determina la distribución y migración de especies y, según Bennet (1999), depende de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de los corredores y los puntos de paso.

En lo que concierne a la aplicación, puesto que la estructura, función y cambio son consideradas las tres principales propiedades del paisaje (Matteucci & Pla, 1998), el modelo *parche-corredor-matriz* resulta práctico para el análisis del mosaico paisajístico y sus complejas funciones, así como para la asociación de fenómenos ecológicos con el patrón. Gráficamente, los resultados son fáciles de presentar porque corresponden a la escala de percepción individual del paisaje del investigador y se los presenta como configuración de áreas, líneas o puntos. El estudio más popular en el que se aplica esta teoría es el análisis de la vegetación. En este caso, en el modelo se asumen como unidades de pasaje los distintos tipos de vegetación natural o diferentes usos de la tierra (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995; Burel & Baudry, 2002). Por otra parte, dado que el modelo integra el enfoque paisajístico-estructural, está habitualmente aplicado a la planificación y ordenación territorial (Pietrzak, 2004). Además, junto con el concepto de la conectividad ecológica, constituye un modelo frecuentemente aplicado a la protección y conservación del medio ambiente.

A pesar de que el modelo *parche-corredor-matriz* tiene muchas aplicaciones, al mismo tiempo provoca varias polémicas no solo en su aspecto teórico sino también en el práctico. Dado que al presentar el modelo Forman & Godron (1986) no definieron de manera precisa los elementos que lo constituyen lo más problemático resultaba el establecer las definiciones universales más que el hecho de aplicarlas. Además, los problemas de aplicación de este modelo en los estudios de áreas muy heterogéneas, hace que resulte de mucha dificultad establecer la matriz en el paisaje (por ejemplo en los paisajes agrarios o en complejos paisajes montañosos).

4.1.4.1. *Mosaico paisajístico y patrones de paisaje*

Según lo expuesto en los capítulos anteriores, el concepto de paisaje se ha desarrollado a lo largo del tiempo en diferentes ramas científicas bajo diversos significados. Por tanto, es importante advertir que, no obstante, mientras se desarrollaba el paradigma de paisaje entendido como una unidad espacial de la naturaleza, compuesta, dinámica, multiestructural y multiescalar, así como organizada jerárquicamente (Prigogine & Stengers, 1984), de forma paralela se empezaba a concebir el paisaje sobre todo como expresión espacial y visual del medio ambiente,

dando importancia a los estudios de la heterogeneidad espacial. Tal postura en el análisis ambiental permite estudiar el paisaje como un “mosaico paisajístico” compuesto por distintos elementos naturales y de uso antrópico. El siguiente capítulo concluirá describiendo la idea general de este concepto y cómo se encuentra su aplicación en la práctica.

En Polonia, las descripciones de la heterogeneidad paisajística habitualmente aparecen en la arquitectura del paisaje. Para Bogdanowski (1983, 1990), quien señala que el paisaje se estudia, ante todo, bajo su fisionomía, lo principal es distinguir las unidades arquitectónico-paisajísticas que se diferencian a la hora de describir los cambios y relaciones en el paisaje por tres características imprescindibles, que son: relieve, cubierta vegetal y rasgos históricos, y en función de tales características clasifica las unidades de la siguiente manera: naturales, culturales y una combinación de ambas. Una vez definidas las unidades, los arquitectos establecen su valoración según el grado de la jerarquía empezando por las unidades más complejas o típicas, llegando hasta las remanentes, y sus paisajes se clasifican como los que necesitan: conservación (actividades para mantener el valioso estado actual), integración (cuando el paisaje natural ha sido en una pequeña parte transformado), reconstrucción (cuando el paisaje ha sido devastado) y recomposición (cuando se quiere establecer una vecindad adecuada). Otros aspectos se toman en consideración en cuanto al análisis ecológico.

En el ámbito polaco, de una manera detallada, el problema de análisis ecológico lo desarrollaba Matuszkiewicz (1974), quien en sus estudios afirmaba que el paisaje contiene, intrínsecamente, unos componentes llamados ecosistemas y, por tanto, presenta una estructura ecológica, organizada jerárquicamente que forma la biosfera. Efectivamente, este concepto constituye un paso inicial en los estudios enfocados a la estructura paisajística y pone de relieve la presencia de los procesos, no solo en un ecosistema separado (individual), sino en la perspectiva general, es decir, de todo paisaje. Como ejemplo de estos procesos se pueden mencionar las migraciones, la sucesión o los límites de la extensión de los organismos, entre otros.

Indiscutiblemente, la síntesis de varios enfoques paisajísticos manifiesta la ecología del paisaje (Forman & Godron, 1986; Turner & Gardner, 1991; Richling & Solon, 1996). Tal y como indican Forman & Godron (1986), un paisaje constituye un *área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que están bajo las influencias de los procesos ecológicos y antrópicos*, y como señalan Turner & Gardner (1991) tal paisaje puede variar tanto en la estructura y composición como en la función.

Por lo general, la estructura está determinada por la composición y la configuración de los diferentes elementos que forman el paisaje, mientras que la función va directamente relacionada con las interacciones entre estos elementos debido a los flujos de energía, materia y especies entre los ecosistemas componentes (MacGarigal & Mark, 1995). En este contexto, el análisis del paisaje (su contenido sustancial y alcance territorial) corresponde, por una parte, a la interpretación de la heterogeneidad horizontal definida como la distribución espacial de los paisajes a lo largo del área estudiada y, por otra parte, al análisis de la heterogeneidad vertical relacionada con la interrelación que ocurre entre los distintos factores bióticos (fauna, flora y comunidades biológicas de carácter natural, seminatural y/o antropológico), abióticos (geomorfológicos, hídricos, litológicos, de suelos) y antrópicos (uso del suelo, desarrollo de la colonización, grado de transformación antropica de los elementos paisajísticos) en este área. Asimismo, se da importancia a dos componentes fundamentales en cuando al concepto de heterogeneidad: diversidad de los elementos paisajísticos y complejidad de sus relaciones espaciales.

Cabe destacar que, en gran medida, dichos componentes están determinados por los factores ambientales y/o de acción humana en función de la escala espacio-temporal. Al respecto, Langran (1992) señala que sobre todo la escala temporal constituye un parámetro relevante para comprender la dinámica de los procesos que tienen lugar en el paisaje. En otras palabras, por medio del enfoque sistémico mencionado en los capítulos anteriores, si se analiza el paisaje como un sistema compuesto y multidimensional que evoluciona en el tiempo y el espacio, en la ecología del paisaje el análisis se limita, en gran parte, a estudiar los cambios y relaciones entre los elementos estructurales que lo componen. Por tal motivo, en cualquier estudio de terreno es importante definir de una manera detallada la estructura y examinar cómo cambia la composición (Turner *et al.* 2001).

Respecto a tal conjunto de factores, en la ecología del paisaje, éste se estudia por medio de la unión de los ecosistemas u otros elementos que para Forman (1995) corresponden a sus componentes básicos. Wiens (2002, 2005) define tal unión como un mosaico paisajístico compuesto y funcional que se caracteriza por una fisionomía propia. En base a esta definición, el mismo autor define la ecología del paisaje como el estudio de la estructura y dinámica de los mosaicos espaciales, sus causas y consecuencias ecológicas.

Similarmente Fahrig (2003) expresa con certeza que la meta de la ecología del paisaje es entender cómo la estructura y los patrones espaciales en el paisaje, que a

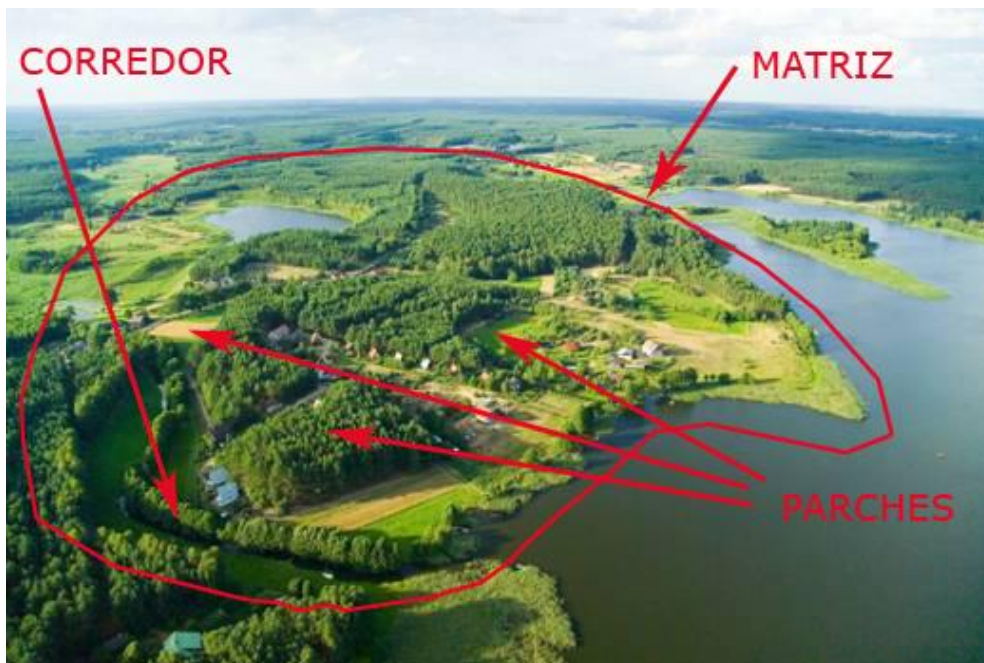
su vez determinan el surgimiento de nuevos elementos a nivel organizativo, afectan a la abundancia y distribución de los organismos. Para dicha autora, la descripción de un paisaje se puede realizar bajo el concepto de la heterogeneidad ambiental mediante patrones espaciales en los paisajes e índices que permiten comparar un paisaje con otros, con el propósito de identificar cambios significativos a lo largo del tiempo. Sin duda, tal descripción facilita relacionar la evolución, dinámica y patrones espaciales con funciones y procesos paisajísticos (Fahrig, 2003).

Bajo estas consideraciones, se hace visible que la agrupación de elementos que forman un mosaico paisajístico y que varían de modo progresivo en forma, tamaño y disposición (Forman & Godron, 1986; Krummel *et al.* 1987), constituye un modelo apropiado para estudiar el territorio (Marull & Mallarach, 2002). Además, es necesario destacar que los patrones de paisaje se encuentran en todas las escalas espaciales desde un nivel local, pasando por escalas intermedias (de paisaje y regional), hasta escala continental (Noss, 1990; Forman, 1995). En este contexto, se analiza la estructura de los paisajes sobre mapas temáticos (relieve, hidrografía, clima, geología y suelos, vegetación y usos de suelos, etc.) y, en función de la escala elegida, se estudian las relaciones existentes entre un patrón espacial y los procesos ecológicos analizados (Ripple *et al.* 1991; Wiens *et al.* 1993).

En general, tres clases de elementos, en un mismo tiempo y a cualquier escala, pueden coincidir en el mosaico paisajístico concebido como una unidad territorial. Estos elementos son los siguientes: *la matriz (matrix)*, el elemento dominante del paisaje que ocupa la mayor parte del territorio; *los parches (patches)*, llamados también elementos, manchas, fragmentos, unidades básicas o hábitats (Urban *et al.* 1987; Forman & Gordon, 1986, McGarigal & Marks 1995, Burel & Baudry 2002, Cieszewska, 2004; Fahrig, 2003), que son aquellas superficies no lineales que se distinguen por su aspecto de lo que las rodea, es decir, tienen una naturaleza diferente a la matriz; como últimos se distinguen *los corredores (corridors)*, como elementos lineales de unión que por lo habitual conectan los parches entre sí (de manera que permite el movimiento de organismos (interconexión) entre los distintos fragmentos) y reducen la distancia que determina la presencia de un menor número de especies en los fragmentos más aislados (Wilson, 1992) (Foto n°7). En lo que respecta a los parches, varían en dimensión y forma, mientras que los corredores determinan el grado de conectividad (Harris, 1988). Además, en cada uno de estos elementos se puede diferenciar una zona borde que revela las interacciones entre las manchas vecinas y un núcleo interno en el cual tal interacciones son prácticamente nulas.

De una forma breve, cabe señalar que en relación a la estructura, la ecología del paisaje examina los ecosistemas por medio de las comunidades biológicas (organizadas como redes alimenticias) y concibe el paisaje como una mezcla de varias capas subyacentes, tales como de topografía y de condiciones físicas, históricas, antrópicas, de relaciones entre los ecosistemas, etc.. Es necesario admitir que las conexiones de tipo ecológico, geoquímico, hídrico y antropológico entre los ecosistemas que pertenecen al mismo paisaje son más fuertes que las conexiones entre los ecosistemas de paisajes diferentes.

Foto n°7. Composición y estructura del mosaico paisajístico compuesto por varios elementos estructurales. Matriz, parches, corredores (Polonia, Lacustre Pomerania, Pojezierze Pomorskie) y el complejo forestal más grande de la región (Bosques Tucholskie).



Fuente: G.Nowak.

Trasladando el tema a la composición, ésta hace referencia a la variedad y abundancia de tipos de parches presentes en un paisaje, sin considerar su posición o localización mientras que la configuración determina la distribución física o espacial de los parches en el paisaje estudiado. En suma, la composición puede expresarse en los diferentes tipos de coberturas (de origen natural, antrópico o una mezcla de ambas) dando a cada uno la importancia que se merece. De esta forma se caracteriza la composición del paisaje aplicando índices de carácter no espacial de diversidad, riqueza y dominancia de los elementos constituyentes (Bissonette *et al.* 1997; Gustafson, 1998; McGarigal & Crushman, 2002). Además, se debe tener presente que existe una estrecha

relación entre la configuración espacial del paisaje y los procesos ecológicos que en él se desarrollan (Forman & Godron, 1986; O'Neill *et al.* 1988; Forman, 1995; Collado & Dellafiore, 2003). Este aspecto nos acerca a la conclusión de que la configuración corresponde no sólo a la naturaleza de sus elementos, que muchas veces está relacionada con el uso del suelo o tipo de vegetación, sino que depende de las relaciones espaciales tales como la conectividad y forma, tamaño, distribución y densidad de los parches, aislamiento y proximidad, contraste, dispersión, contagio, subdivisión y conectividad entre otros (Forman & Godron, 1986; Wiens *et al.* 1993; Forman, 1995; McGarigal & Marks, 1995; Gustafson, 1998; Jaeger, 2000, Burel & Baudry, 2002; Rutledge, 2003). Por tal motivo, el análisis general, compuesto por el estudio de la composición del paisaje, estructura, distribución de los elementos y la configuración espacial, se elabora por medio de los antes mencionados patrones espacio-temporales concebidos como resultado de las complejas interacciones entre elementos físicos, biológicos, sociales y económicos (Urban *et al.* 1987). Bajo estas consideraciones, en primer lugar se deben identificar las características estructurales, las propiedades funcionales y su organización (Margalef, 1997) y, en segundo lugar comprender las relaciones espacio-temporales, que a distinción de las anteriormente mencionadas por Langran (1992), O' Neill (1988), las identifica como las relaciones entre configuración espacial e implicaciones ecológicas, mientras que Forman & Godron (1981) se limitan a definir las como patrones de cobertura de vegetación o usos de suelo, diversidad de ecosistemas, tipos de comunidad o estados sucesivos.

Debido a que el presente trabajo trata de las áreas naturales protegidas, es necesario admitir que debido a los estudios geocológicos, el paisaje de estas áreas se estudia a través del concepto de la heterogeneidad y por medio de mosaicos paisajísticos. De tal forma, no solo el estado de conservación y el tamaño del área protegida, sino la distribución espacial y la característica de la matriz u otros elementos del mosaico, son factores necesarios para una gestión sostenible y una adecuada planificación territorial que permita establecer de una forma compatible la conservación de la biodiversidad y los procesos con el uso social, agrícola o turístico, ente otros. Por lo tanto, se debe prestar particular atención en establecer una política conservacionista adecuada para cada espacio protegido. Las áreas protegidas no son terrenos separados de las influencias o flujos exteriores que limitan o contradicen la misma gestión conservacionista, por lo cual la preservación de los espacios protegidos en el estado natural, en varios casos se hace últimamente muy difícil. Por esta razón se enfatiza en conocer a la estructura y funcionamiento, las relaciones con los terrenos que rodean

el área protegida, sin perder de vista los posibles riesgos que puedan amenazar al estado natural en que se encuentra el paisaje que protege tales áreas.

Partiendo de la idea que el paisaje constituye una porción del territorio y se analiza como un conjunto de elementos más o menos conectados que interactúan entre sí, a continuación, se presenta una descripción básica de los elementos estructurales que lo componen y, que evidentemente, son necesarios para el estudio posterior, teniendo en cuenta que no se les puede separar de las mutuas relaciones que establecen el funcionamiento del territorio en que se ubican.

4.1.4.1.1. Matriz – elemento dominante

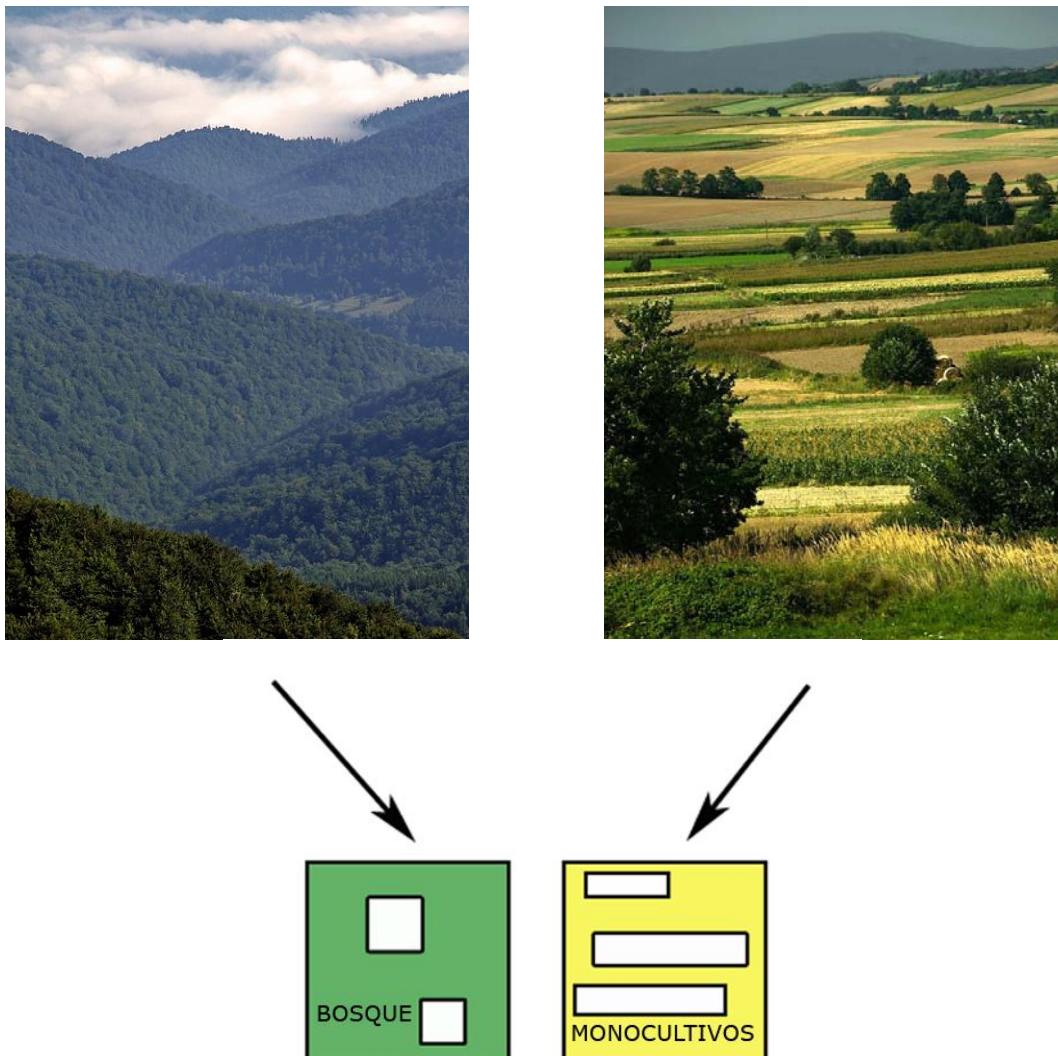
La matriz constituye el elemento más extenso en cuanto a la superficie y, a su vez, expone mayor conectividad espacial (Roda, 2003). En la mayoría de los paisajes es fácilmente identificable por el observador y, siendo un fondo dominante, puede incrementar la funcionalidad de los fragmentos o aumentar la conectividad entre ellos. Es importante admitir que aunque se caracteriza por su coherencia, en gran parte depende de la escala del estudio. Por ejemplo, en una escala detallada, un área forestal podría ser considerada como un fondo dominante mientras que en una escala más grande, el mismo terreno correspondería ya a un parche individual colocado entre otros parches de carácter distinto.

Por lo general, la cuestión de la escala es un criterio importante en cuando a los procesos físicos y ecológicos (McGarigal & Mark, 1995). Por otra parte, se debe tener en cuenta que existen varios criterios secundarios que ayudan a establecer la matriz en el paisaje.

Dado que el elemento dominante debería ocupar más del 50% del territorio, el primer criterio corresponde al área relativa de la cobertura. En este contexto, según varios autores (Forman, 1995; Turner *et al.* 2001; Pietrzak, 2004), se debe identificar la matriz sobre la base de la vegetación más continua y predominante. Por consecuencia, las especies que predominan en la matriz son las que predominan en todo el paisaje. Por ejemplo, echando un vistazo rápido a un área de bosques mixtos ubicados en la Polonia Central y del Sur, característicos por ser bastante extensos y compactos revela que, aunque este área contenga unos pequeños fragmentos de vegetación distinta, como en este caso serían los prados formados por plantas herbáceas verdes perennes de escasa altura, sin duda el área del bosque, por su tamaño y grado de conexión,

constituye el elemento dominante (véase Figura n°21, esquema izquierdo). En los casos de poca cubierta vegetal se pone más atención al estudio geomorfológico, y por medio del sustrato geológico se define la matriz. Los criterios restantes, necesarios para establecer la matriz, están relacionados con la conectividad en el paisaje y dinámica de los procesos. Por otro lado, cabe destacar que las características de la matriz varían en función de las actividades humanas que, evidentemente, afectan a la biodiversidad y modifican el paisaje.

Figura n°21. Tipos de cobertura. Los extensos homogéneos terrenos forestales y heterogéneos terrenos de los monocultivos que, en algunos casos, por su gran diversidad, impiden distinguir el elemento más dominante.



Fuente: Elaboración propia a base de fotografías de M. Szek

Actualmente, la variación espacial de los paisajes, en gran parte producto de cambios en el uso-cobertura de la tierra, causa que la matriz, en vez de ser extensa, continua y homogénea, en muchos casos es limitada y perforada (véase Figura n°21, esquema derecho). Además se debe tener en consideración que, a causa de la gran diversidad de elementos y a la falta de un trasfondo más grande y homogéneo, en un paisaje compuesto y heterogéneo es difícil identificar el tipo de matriz que lo constituye.

En este contexto, se puede dar como ejemplo los paisajes mediterráneos; la gran heterogeneidad que caracteriza el paisaje mediterráneo y que se revela mediante la topografía variable, singulares condiciones climáticas, cambio socioeconómico y urbano, que según Meyers *et al.* (2000) estimula y favorece la diversidad, dificulta de forma clara establecer una matriz homogénea.

4.1.4.1.2. Parches – elementos espaciales

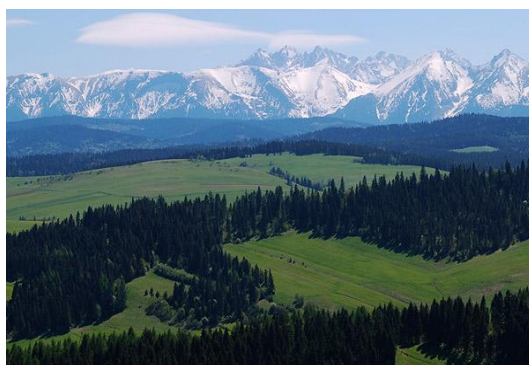
Los parches corresponden a las unidades espaciales mínimas de un mosaico paisajístico, y como tales, se les puede distinguir fácilmente en el paisaje, directamente en el campo o a través de la fotografía aérea o imágenes de satélite.

En términos generales, los parches son considerados como los atributos descriptivos, estructurales y funcionales del paisaje. Son áreas que se caracterizan por tener condiciones relativamente homogéneas, por ejemplo los cultivos, lagos, prados, capas forestales ubicadas en distintos suelos o pueblos de construcción compacta, en las cuales los organismos que los habitan encuentran unas condiciones necesarias para su desarrollo. Sin duda, son cuantificables y poseen unos atributos topológicos entre los cuales se encuentran: tamaño y forma, que influyen los flujos bióticos y abióticos, origen, contenido y composición, grado de conexión, yuxtaposición, carácter de los bordes, distribución o arreglo espacial, que modifican el comportamiento de las especies, poblaciones y comunidades animales (Forman & Gordon, 1986; Forman & Collinge, 1997). En cualquier tipo de estudio de parches, en primer lugar, es necesario identificarlos y clasificar. En segundo lugar, se los considera como unidades dinámicas pluriescales que, de forma visible, se diferencian en relación al sustrato.

Debido a que los parches pueden presentar diferentes formas, tanto regulares como irregulares, y siempre depende de la escala del estudio. La escala del parche (Foto n°8) evidentemente condiciona los requerimientos metodológicos. Por lo tanto, es necesario definirla antes que los métodos porque según esta escala se distingue el nivel

Foto n°8. Escalas de paisaje y parche. Mientras en **A** la información se representa a nivel del paisaje heterogéneo, en **B** solo una pequeña porción de territorio homogéneo está estudiada.

A. Escala de paisaje (natural, agrario)



B. Escala de un parche



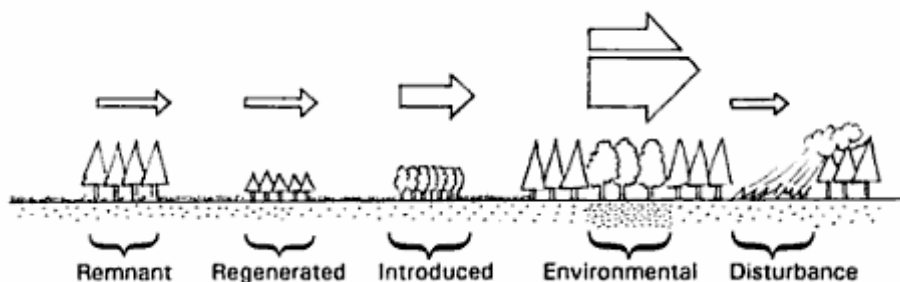
Fuente: Elaboración propia tomando como base las fotografías de M. Szek

del análisis de datos. Por ejemplo, como señalan MacGarial & Mark (1995), un parche en una determinada escala, tiene una estructura interna que es el reflejo de la estructura de los parches a una escala más detallada. Por consiguiente, el mosaico paisajístico que contiene ese parche tiene una estructura que es determinada por la estructura de parches a una escala más amplia. Para el mismo autor existen tres criterios fundamentales según los cuales se distinguen los parches, y son los siguientes:

- ✓ Presentar discontinuidades de carácter ambiental con respecto a su entorno,
- ✓ Magnitudes percibidas o relevantes para los organismos,
- ✓ Procesos ecológicos bajo consideración del investigador, por ejemplo transformaciones en los usos y cubiertas del suelo.

A distinción de MacGarial & Mark (1995), Forman (1995, 1997) aplica el término de parche sobre todo a la cobertura vegetal y, de tal modo, distingue cinco tipos de parches de vegetación: residual, de regeneración, introducida, de ambiente natural y de perturbación Figura n°22. Mientras que los parches de perturbación son efecto de una alteración y división de la capa vegetal, en virtud de lo cual aparecen los fragmentos residuales y los parches de regeneración se forman en base al cubrimiento reiterado. Por otra parte, aparecen en el paisaje los *parches introducidos* por los seres humanos (plantaciones de árboles, setos, etc.) o según el sustrato o tipo del suelo, que son los *parches introducidos* y de ambiente natural respectivamente (Forman,1995).

Figura n°22. Tipos de parches de vegetación establecidos según su origen y resistencia. De izquierda a derecha, residual, de regeneración, introducido, de ambiente natural y de perturbación.

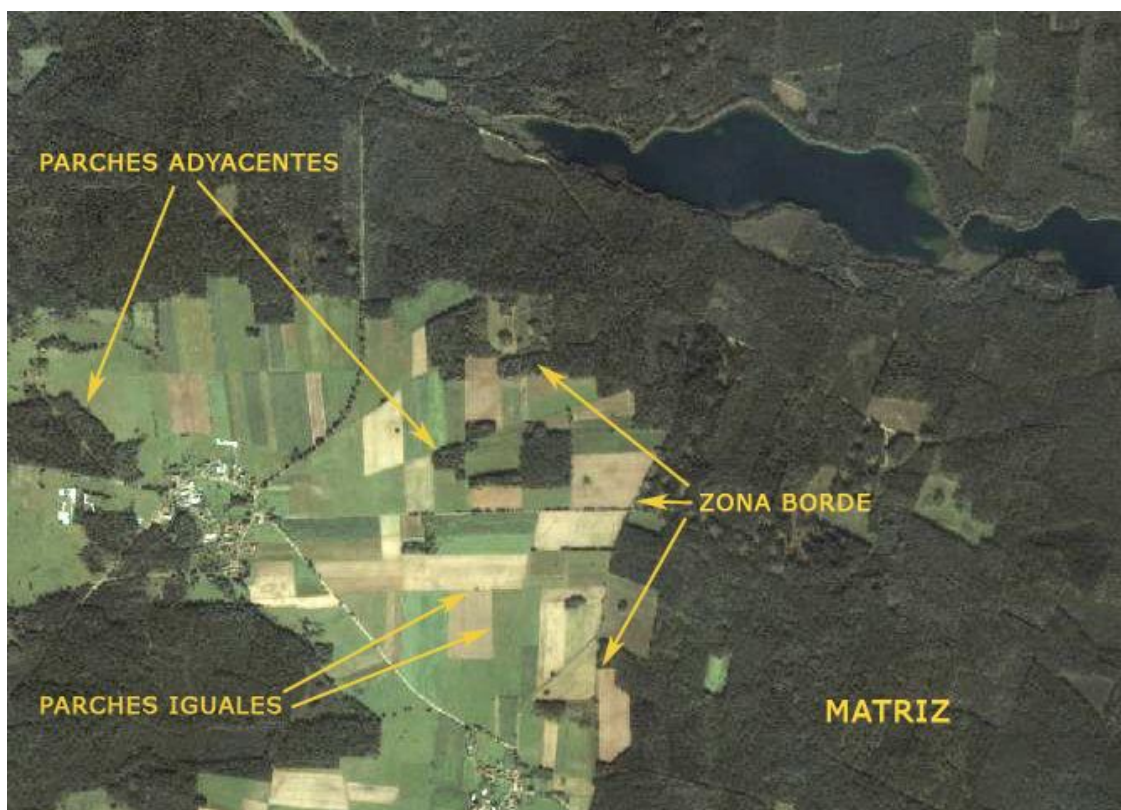


Fuente: Forman (1996).

Esta distinción tiene un carácter universal, por lo cual se puede aplicar a cada tipo de vegetación, sobre todo a las áreas boscosas, estableciendo su delimitación territorial por medio de los bordes espaciales.

A nivel práctico, *los bordes*, considerados como fronteras o zonas de transición entre los parches, tienen formas relativamente lineales y son visiblemente distinguidas como, por ejemplo las fronteras relacionadas con la pendiente, las actividades fluviales o su uso agrario (véase Foto n°9). En la Ecología del paisaje varios autores (Richling & Solon, 1996; Forman, 1997; Cieszewska, 2004) definen estas zonas de borde como “*ecotonos*” o “*zonas de transmisión*”, donde el conjunto de componentes característicos para un parche desaparece lentamente para dar lugar a los rasgos característicos del parche contiguo. Estas zonas de transición varían en función de la forma de los parches. Por ejemplo, cuanto mas irregular es la forma de un parche, mayor es el área borde, lo cual tiene grandes implicaciones para la dispersión de las plantas y el movimiento de los animales (Forman, 1995).

Foto n°9. *Ejemplos de las zonas borde de orígenes y funciones diferentes, fácilmente identificados en un mosaico paisajístico. Entre las funciones cabe mencionar la separación entre dos parches adyacentes, la separación entre matriz y el parche y la separación de los parches iguales.*



Fuente: imagen de satélite, Lago Skrodzkie, Warmia y Mazury.

A pesar de las diferencias que se observan entre los parches, es importante admitir que los fragmentos pequeños y grandes tienen funciones complementarias, de modo que el paisaje debería contener una combinación de ambos tipos. Además, la

presencia de los fragmentos grandes indica que en el paisaje existe una cobertura dominante y continua. Sin embargo, la presencia de los fragmentos pequeños denota la gran heterogeneidad de paisaje.

4.1.4.1.3. *Corredores – elementos lineales*

Debido a la antes mencionada diversidad paisajística, en un fragmento del territorio se pueden encontrar las áreas de rasgos similares separadas por otras totalmente distintas. Por tal motivo, es muy importante identificar las conexiones entre las áreas parecidas, lo que evidentemente influye en la conectividad entre ellas y, de tal forma, hace posible reducir el aislamiento entre ellas (Merriam, 1984).

Según Forman (1995), la mayoría de los paisajes están unidos por medio de corredores que se identifican por sus valores ecológicos y visuales. En general, el concepto de corredor no es muy unívoco y preciso sino que integra varias ideas paralelas. El corredor, enlace, conector, nexo, conducto, barrera o filtro son algunas de las varias denominaciones que pueden presuponer estructuras diferentes de hábitats o formas distintas de utilización, de modo que no siempre el concepto del corredor significa lo mismo.

En su visión inicial, el corredor se caracteriza por tener sobre todo un soporte sólido (terreno) cuya superficie tiene forma estrecha y alargada. Sin duda, este terreno se diferencia de los que lo rodean, especialmente, por su aspecto. En otras palabras, el corredor como un ámbito territorial lineal ubicado en la matriz presenta un especial interés para mantener la conectividad ecológica, entendida como la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de las especies silvestres entre las teselas con recursos (Taylor *et al.* 1993). De esta manera los corredores difieren en la matriz en dos sentidos: por un lado, pueden funcionar como conectores entre dos o más áreas con características ambientales relativamente semejantes y, en este caso, su función primordial consiste en conectar o mantener la conectividad ya existente entre estas áreas de forma transitable, para promover el flujo de organismos o energía y minimizar o eliminar los efectos negativos para la conectividad (Forman, 1995; Forman & Gordon, 1986; Noss, 1993). En consecuencia, esta conexión resulta esencial para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres. Así, fueron declaradas las zonas llamadas en la nomenclatura legislativa: *Corredores Ecológicos* y *Biológicos* (IUCN, 2004). Por otro lado, tras el enfoque lineal, el concepto de corredor ha evolucionado y, debido a su estructura y a los criterios funcionales, actualmente tiende

a definirse de manera más integral. Por consiguiente, se toma en consideración que los corredores actúan también como bordes o barreras, como ocurre, por ejemplo, con la red hidrográfica, canales, carreteras, senderos, líneas de alta tensión, etc..

Respecto a la estructura se distinguen *corredores lineales* (line corridors), que se clasifican como ecológicos, naturales y antropogénicos, *corredores de franja* (strip corridors) y *corredores de ribera* (stream corridors) (Knufer, 1995; Kubes, 1996; Forman & Godron, 1986) (véase Foto n°10).

Foto n°10. Variedad de tipos de corredores ecológicos y sus funciones. En el paisaje agrícola las zonas de árboles situadas entre varios campos funcionan como zonas de unión. En cambio, los paisajes montañosos o fluviales actúan como bordes o barreras (Valle de Rospuda (Polonia del Norte), Lacustre de Mazury (Río Krutyn), Cárpatos (Montes Tatra).



Fuente: Fotos de Dolegiewicz, Szek, Nowak.

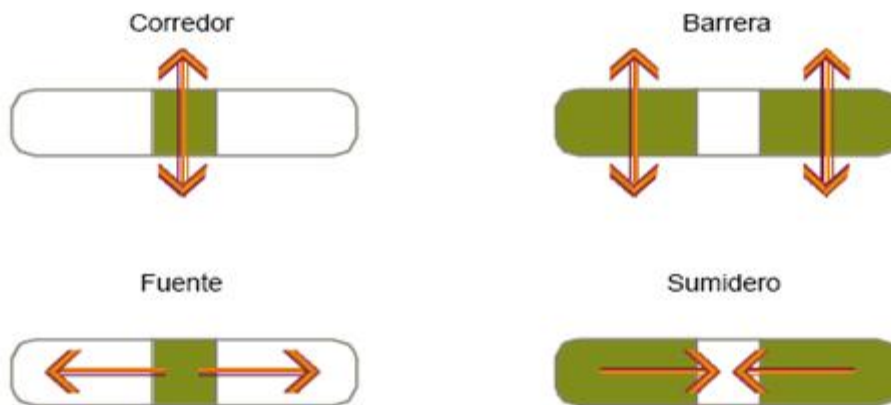
Los corredores de franja en diferencia a los corredores lineales, corresponden a los terrenos amplios cuya dimensión es suficiente para permitir la presencia de especies propias de hábitats más especializados. En suma, los corredores de franja se caracterizan por tener propias condiciones físicas y biológicas y son considerados como

por ejemplo los sistemas discontinuos de recarga y descarga de aguas subterráneas, sobre todo en las cuencas sedimentarias de los grandes ríos y sus zonas ribereñas, las cadenas montañosas, las masas de vegetación, las zonas de llanura y los sistemas tradicionales de deslinde de los campos, así como los estanques o los sotos, sistemas de dunas y humedales de distintos tipos.

Por último, se distinguen los corredores de ribera cuyo ambiente, obviamente, está influenciado por la proximidad del río. Estos corredores abarcan las comunidades bióticas que viven en el borde de ríos, estanques, lagos y algunos humedales.

Entre los criterios funcionales que se toman en consideración gracias al enfoque integral, Noss (1993) distingue los siguientes: función de conducción, de filtro, de fuente y de sumidero. La Figura n°23 representa gráficamente la relación entre los corredores y las zonas adyacentes. No obstante, la anteriormente mencionada función de conexión de hábitats, en relación a facilitar la conectividad entre estos elementos corresponde a los de la primera columna, es decir, corredor y fuente, mientras que en cuanto a dificultar la conexión actúan los de barrera o sumidero.

Figura n°23. Funciones principales que se establecen gracias a los flujos entre los corredores y las zonas adyacentes: Las flechas representan la dirección de los flujos ecológicos.



Fuente: Modificado de Noss (1993).

El establecimiento de corredores entre dos parches similares es una estrategia importante en cuanto a la conservación de varias poblaciones de fauna y flora ubicados en el paisaje. En este contexto, es importante admitir que los corredores pueden convertirse también en los factores de modificación e incluso perturbación del paisaje. De acuerdo con esta pauta, los corredores tienden (según su función de fuente o

sumidero) a convertirse en los terrenos que ocasionan y, a veces, intensifican la distribución y expansión de unas especies no deseadas, bioinvasiones, enfermedades, mayor exposición de determinadas especies animales a los predadores, facilidades para la propagación del fuego, etc. (Bennet, 1991). Por consiguiente, la dirección de los flujos ecológicos se divide en los que salen desde el corredor hasta la matriz o los que vienen desde la matriz hacia el corredor (véase Figura n°23).

En conclusión, el análisis de estos tres elementos básicos del mosaico paisajístico genera información relevante sobre el funcionamiento y evolución del paisaje (Addicott *et al.* 1987; Sánchez & Puigdefábregas, 1994), lo que permite determinar el estado de la vegetación, información necesaria a la hora de establecer distintas formas de conservación y protección de la naturaleza.

4.1.5. Concepto de continuum, modelo de continuum y modelo Continua-Umwelt: confrontación entre la fragmentación y la continuidad de composición a lo largo de los gradientes ambientales.

La gestión de los paisajes naturales, antrópicos, modificados o fragmentados exige, en primer lugar, un buen conocimiento de la composición del mosaico paisajístico y de los elementos que lo conforman, especialmente de la cubierta vegetal. En segundo lugar, requiere una comprensión de cómo éstos funcionan y cuáles son sus relaciones y dependencias. En este sentido, respecto a la biocenosis, se considera importante comprender cómo los organismos de flora y fauna se distribuyen a través del espacio.

Éstas y otras cuestiones ambientales se estudian por medio de los modelos paisajísticos presentados en los apartados anteriores y aplicados frecuentemente al análisis del mosaico paisajístico, a la distribución de la flora y fauna en los paisajes transformados, y a la fragmentación y/o conectividad.

Los modelos clásicos, concebidos como un marco teórico fundamental, reconocen que los parches de hábitat pueden ser definidos por medio de las especies que los habitan (Saunders *et al.* 1991; Bennett, 1999; McIntyre & Hobbs, 1999; Pullin, 2002; Fahrig, 2003); también reconocen que los parches son los fragmentos que se encuentran en una matriz relativamente inhóspita (Wilcove *et al.* 1986; Haila, 2002).

Según varios autores (Austin & Smith, 1989; McIntyre & Hobbs, 1999; Lindenmayer *et al.* 2003; Manning *et al.* 2004; Lindenmayer & Fischer, 2006; Fischer & Lindenmayer, 2007) la experiencia empírica demuestra que, en cuanto a los estudios

paisajísticos enfocados en el análisis de los patrones de distribución de las especies de flora y fauna, los modelos clásicos constituyen unas herramientas útiles a pesar de que, en algunos casos, son insuficientes. Para estos autores, debido a que los sistemas ecológicos son muy vulnerables a cualquier alteración o cambio brusco o irreversible, el énfasis que se pone al estudio de los patrones del paisaje limita otras variables importantes, como por ejemplo a los procesos ecológicos. Por ello, Austin & Smith (1989), McIntyre & Hobbs (1999), Lindenmayer *et al.* (2003), Manning *et al.* (2004), Lindenmayer & Fischer (2006), Fischer & Lindenmayer (2007) reconocen la importancia de ampliar los modelos paisajísticos al estudio de biocenosis y proponen elaborar tal estudio a base del análisis de los gradientes ambientales, tales como la disponibilidad de alimentos, el espacio suficiente o las condiciones climáticas apropiadas, entre otros. Por consiguiente, con el propósito de vincular la brecha de percepción entre los patrones y procesos paisajísticos, incorporan un modelo conceptual de organización y disposición ordenada de las especies, denominándolo *el "modelo de continuum"* (Austin & Smith, 1989; Lindenmayer *et al.* 2003; Lindenmayer & Fischer, 2006; Austin, 2007; Fischer & Lindenmayer, 2007).

El modelo de continuum deriva de los conceptos desarrollados en la Ecología para las poblaciones de plantas (Gleason, 1926; Ramensky, 1926; Goodall, 1954; Mc Intosh, 1967; Austin & Austin, 1980; Austin, 2007), es decir, del concepto de la continuidad del manto vegetal (continuum) (que establece que las especies tienen respuestas distintas al ambiente), y del concepto de la divisibilidad de vegetación en unidades discretas/comunidades, (según el cual las comunidades son unidades repetibles de especies que se presentan conjuntamente).

Para Gleason (1926) y, posteriormente, Austin (1980, 2007) las especies vegetales están distribuidas como un continuum ya que responden individualmente a las variaciones de los gradientes ambientales, los cuales cambian de forma continua, tanto espacial como temporalmente. Se tiene que tener presente que cada especie tiene una distribución individual, rango de tolerancia y abundancia únicos. Respecto a estas características la presencia de las especies o las comunidades de especies en un lugar dado no es sólo el resultado de las condiciones ambientales de este área, sino que depende de varias variables, como por ejemplo las migraciones, los rangos de tolerancia o la capacidad de adaptarse a estas nuevas condiciones.

Por su parte, Austin (2007) señala que según *el modelo de continuum* los patrones de distribución de las especies a lo largo de los gradientes ambientales tienen importantes implicaciones para el análisis continuo de la comunidad y considera el

gradiente como un patrón de la variabilidad de la vegetación. No obstante, los gradientes ambientales pueden no ser geográficamente continuos y, según Austin & Smith (1989) pueden clasificarse como directos (p.ej. temperatura), indirectos (p.ej. latitud) o de recursos (p.ej. nutrientes). Cuanto más diferenciados son los gradientes, los límites definidos como los resultados de determinadas interrelaciones e interacciones entre los hábitats, son mas marcados.

El modelo de *continuum*, dado que puede ser aplicable a un espacio abstracto del medio ambiente, y no necesariamente a una región concreta, ha proporcionado la base teórica y metodológica en cuanto al estudio de la variación de la biocenosis y de las relaciones y dependencias en su configuración (Austin, 2007).

Otro aspecto a examinar se refiere a la fragmentación que McIntyre & Hobbs (1999), Manning *et al.* (2004), Lindenmayer & Fischer (2006) consideran como un estado intermedio entre un *continuum*, en el cual los ecosistemas son compactos y prístinos, y un extremo opuesto, en el cual los paisajes naturales son totalmente fragmentados o relictos. Los hábitats ubicados entre los dos estados forman un mosaico paisajístico que cambia su estructura y composición en función del grado de la fragmentación. Por tanto, si se considera que cada paisaje representa una unidad, es decir, una parte del *continuum* en un espacio real del medio ambiente, según Manning *et al.* (2004), la gestión del paisaje en términos de conservación y comprensión de la dinámica de procesos que lo forman y de las especies que lo albergan, será más eficaz. Bajo estas consideraciones, Manning *et al.* (2004) proponen un nuevo acercamiento al estudio del paisaje por medio de la incorporación del *modelo Continua-Umwelt* aplicándolo, sobre todo, al análisis de los procesos de cambio del paisaje a través del tiempo (procesos de perturbación y regeneración).

Derivado el concepto de *continuum* y concepto *Umwelt* (de Jakob Johann von Uexküll), el modelo *Continua-Umwelt* hace referencia a la percepción del paisaje como un continuo mas que como un mosaico de hábitat (tal y como postula la Teoría de Biogeografía de Islas). Según el concepto *Umwelt*, traducido del alemán como “*medio ambiente o mundo que nos rodea*”, diferentes organismos perciben el mismo paisaje de diferentes maneras. Por ejemplo, una especie percibe un paisaje como fragmentado mientras que otra percibe el mismo paisaje como continuo o compacto. En este sentido, el carácter del paisaje constituye un determinante importante en la distribución de las especies de flora y fauna en el tiempo y en el espacio.

Dado que es importante como las especies perciben y responden al paisaje considerado como continuo desde el punto de vista del espacio ambiental (gradientes ambientales) y del espacio geográfico, el modelo *Continua-Umwelt* se considera mas apropiado para las áreas donde los cambios en el paisaje ocasionan unas modificaciones de los hábitats y no su transformación grave e incluso destrucción total, como es el caso de el abandono y los incendios respectivamente.

4.2. Factores de perturbación de los hábitats naturales y su relación con la fragmentación del paisaje

Existen distintos factores que perturban y amenazan el equilibrio de los ecosistemas naturales. En general, se los puede agrupar como perturbaciones exteriores (globales, regionales o locales) y perturbaciones interiores (ubicadas dentro del área natural o en su alrededor próximo). Entre las perturbaciones exteriores destacan: la contaminación de suelo, alteraciones en la circulación del agua, el cambio tanto del clima mundial como de las condiciones microclimáticas, la introducción de especies exóticas, etc.. Por el contrario, las perturbaciones interiores se refieren a los procesos que suceden dentro del área y, en gran parte, conciernen a las plagas, incendios o cambios de las condiciones acuáticas.

Según Richling & Solon (1996), los factores que perturban y amenazan el equilibrio de los ecosistemas se caracterizan por dos variables: la rapidez con la que el fenómeno se produce (que puede desarrollarse desde pocas horas hasta varios años), y la pervivencia del cambio que indica la duración de los efectos de tal factor.

Otro aspecto de interés en cuanto a los factores de perturbación se refiere a su vinculación con la fragmentación del paisaje. En este contexto, la variedad de factores ocasiona la alteración y transformación del paisaje bajo distintas causas. Asimismo, la fragmentación del paisaje puede ser causada por procesos naturales, tales como erupciones volcánicas, tormentas, derrumbes, cambios climáticos a largo plazo, procesos geológicos, que alteran la configuración del medio ambiente. Por otra parte, varios autores (Forman, 1995; Saura, 2001; Haila, 2002; McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Sánchez *et al.* 2003; Fischer & Linder Mayer, 2005, 2007; Linder Mayer & Fischer, 2006) señalan que los cambios en la estructura del paisaje están, en la mayoría de las ocasiones, asociados a las actividades humanas y al rápido aumento de la población, lo que es espacialmente visible en los países industrializados y densamente poblados. Para estos autores, los cambios recientes en los patrones paisajísticos, naturales y

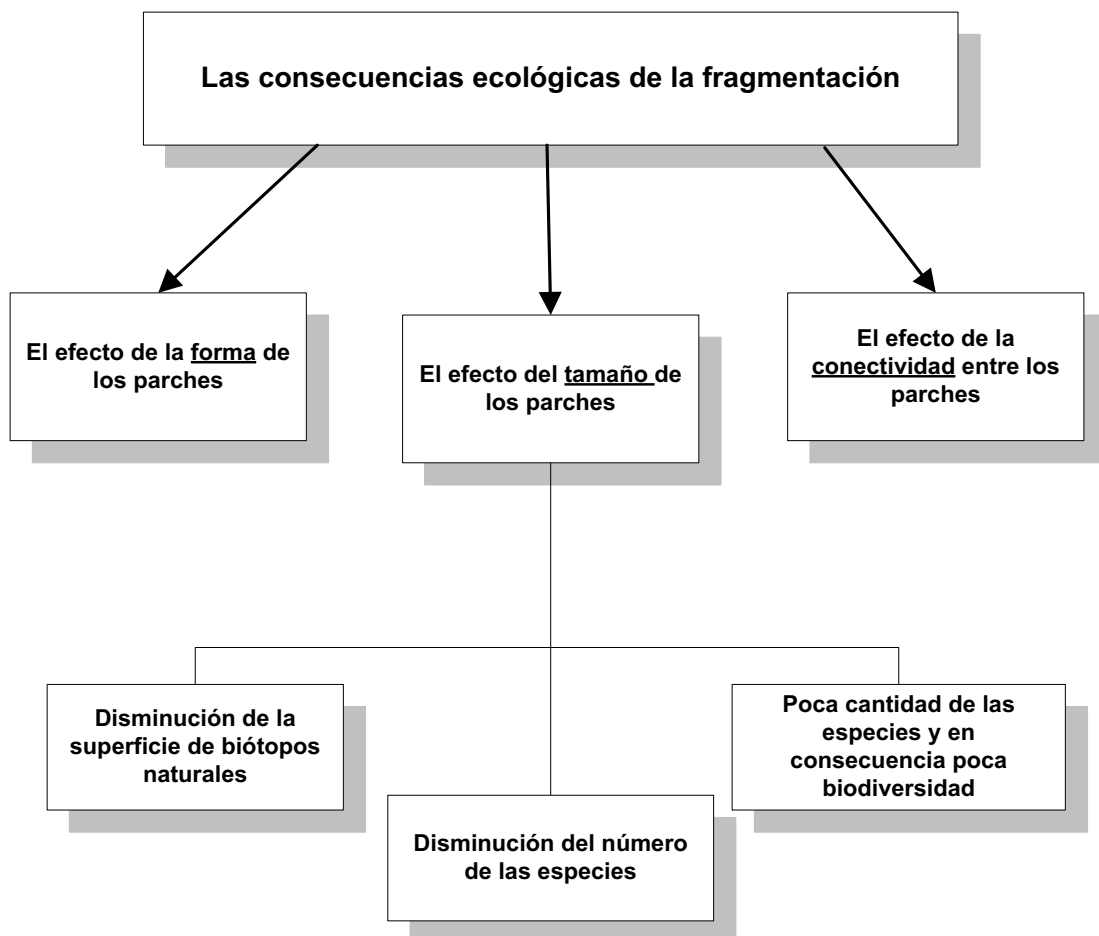
antrópicos, afectan ante todo a la distribución de las especies en diversos sistemas ecológicos. Teniendo esto en cuenta, se considera que, por un lado, los procesos naturales influyen en la biota de modo que perturban la estabilidad de los ecosistemas ocasionando al mismo tiempo una nueva organización y condiciones para la fauna y flora, mientras que, por otro lado, las actividades humanas son reconocidas como el factor fundamental en la extinción de varias especies.

4.3. Consecuencias ecológicas de fragmentación del paisaje

Debido a que el funcionamiento de los sistemas naturales depende de la estabilidad dinámica y cualquier alteración provoca varios cambios irreversibles, los estudios de la fragmentación del paisaje se centran, en gran parte, en analizar las consecuencias ecológicas de este proceso ocurridas en el paisaje. En muchas ocasiones las consecuencias ecológicas de la fragmentación se limitan a estudiar los efectos de la división de un área continua en varios fragmentos de diferentes formas y tamaños, separados unos de otros. Dichos efectos, según Forman (1995) y Fahrig (2003), pueden resumirse en tres clases de efectos espaciales (representados en la Figura nº24) que, en términos generales, unen conceptos tales como la disminución de la superficie del hábitat, la variedad de la forma de los parches, la reducción del tamaño de los fragmentos como efecto de la división de superficies compactas en fragmentos de menor tamaño, o el aislamiento de los fragmentos ubicados en el paisaje provocado por el aumento de la distancia e insolación entre los fragmentos del hábitat natural.

Teniendo en cuenta los efectos espaciales, cabe destacar que, no obstante, las primeras consecuencias ecológicas de la fragmentación se reflejan en las alteraciones microclimáticas dentro y alrededor del parche, y en el aislamiento de cada parche, con respecto a otros parches remanentes dentro del paisaje. Posteriormente, son alterados significativamente los flujos naturales de la radiación, del viento, del agua y de los nutrientes, lo que según Saunders *et al.* (1991) influencia de forma directa o indirecta a la biota dentro de los fragmentos remanentes, especialmente en o cerca de los límites entre los fragmentos y la matriz que los rodea. Por ejemplo, una mayor exposición al viento y la radiación solar de un fragmento provoca un aumento de evapotranspiración, lo que posteriormente afecta a la composición de la vegetación del fragmento a largo plazo e implica un cambio en los recursos utilizados por la fauna. Así, la fragmentación de los ecosistemas causa varios cambios en el medio ambiente tanto físico como en el ámbito biogeográfico (Saunders *et al.* 1991).

Figura nº 24. Efectos espaciales como consecuencias ecológicas de la fragmentación de los hábitats.



Fuente: Elaboración propia en base a los estudios de Forman (1995).

A la fragmentación se le atribuyen, entre otros efectos ecológicos, la ruptura de la cadena trófica, lo que acarrea como consecuencia la pérdida de especies, la reducción en la disponibilidad de hábitat para las especies u otros efectos sobre plantas y animales (Saunders *et al.* 1991). Sin duda, la división y la pérdida de superficie de recursos afectan a la biodiversidad (a nivel genético, poblacional y de los ecosistemas (Meffe & Carroll, 1994, 1997)), provoca los efectos del aislamiento e involucra invariablemente un grado de destrucción del hábitat.

Hay que tener en cuenta que algunas de las especies son más sensibles a la reducción y fragmentación de los espacios y, por tal motivo, son más propensas a extinguirse, mientras que otras que son menos sensibles poseen una mayor capacidad

de seguir en los fragmentos remanentes de hábitats. Santos *et al.* (2002) señalan que la amenaza de la supervivencia de los organismos ocurre en tres sentidos los cuales son los siguientes:

- Al disminuir la disponibilidad de superficie del hábitat, se produce una pérdida neta en el tamaño de las poblaciones que lo ocupan.
- La reducción del tamaño de los fragmentos produce un aumento en la relación perímetro-superficie.
- El aislamiento de los fragmentos que se refleja en el aumento de la distancia entre ellos, dificulta el intercambio de individuos, lo que provoca que sólo las especies más resistentes logren mantenerse en el hábitat.

En este contexto, la fragmentación debido a que puede ocasionar la extinción local o regional de especies, la pérdida de recursos genéticos, la alteración de los procesos de formación y mantenimiento de los suelos (erosión), el aumento de la aparición de las plagas, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, entre otros procesos de deterioro ambiental (Saunders *et al.* 1991; Andrén, 1994; Cáncer, 1994; Bustamante & Grez, 1995; Murcia, 1995), debe ser analizada, según Brotons (2007), tomando como base el estudio de las respuestas de los animales a dichas alteraciones ocurridas en el paisaje. En este caso, hay que tener en cuenta que la fragmentación es un proceso a multiescala, por lo cual, una especie puede identificar un paisaje como fragmentado mientras que para otra con mayor capacidad de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes, no lo es (Wiens & Milne, 1989).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la búsqueda de las consecuencias ecológicas debería dirigirse tanto al entendimiento del funcionamiento de las biomasas remanentes en sí, como a los procesos e influencias externas. En muchos casos, la dinámica de los procesos dentro de los fragmentos remanentes está predeterminada por los factores que surgen en el terreno circundante.

Las consecuencias negativas de la fragmentación del paisaje pueden ser atenuados mediante algunas medidas que incluyen el incremento del tamaño de los fragmentos, la introducción de los *fragmentos de paso* (en inglés: “*stepping stone*”), el incremento de la conectividad mediante la construcción de corredores, la disminución de los impactos ocasionados o la mejora de la calidad de los hábitats existentes, entre otras (Meffe & Carroll, 1997; Hobbs & Yates, 2003; Cieszewska, 2004).

4.4. Atributos de los patrones paisajísticos habitualmente aplicados a los estudios de la fragmentación

El estudio de los patrones paisajísticos permite comparar tanto los diferentes paisajes desde el punto de vista espacio-funcional como establecer las relaciones entre los elementos estructurales y las funciones ecológicas que los caracterizan. No obstante, un fragmento individual denominado *parche* puede ser descrito por atributos tales como el tamaño, la forma, la ubicación, el tipo de cubierta del suelo, el número y la densidad, así como la conectividad o el grado del aislamiento, entre otros. A estas características hay que añadir también el tipo de matriz en la cual está ubicado el parche y las distintas influencias provenientes de las áreas que lo rodean. Las áreas circundantes, en general, se distinguen como las de carácter natural (p.ej. vegetal, acuático, geológico, etc.) o de carácter antrópico (p.ej. cultivos, viñas, campos labrados, plantaciones, así como las zonas urbanizadas o industriales).

En referencia a los estudios de la fragmentación del paisaje, que según señala Fahrig (2003), en general, son elaborados a escala de parche, la distribución espacial, el tamaño, la forma y la cantidad de los parches de hábitat constituyen los atributos espaciales más aplicados. Por tal motivo, a continuación se presenta un acercamiento básico a estos cuatro atributos espacio-funcionales.

4.4.1. Tamaño del parche y su relación con la variabilidad ambiental

Los factores tales como el área mínima (paradigma de la homogeneidad) y la población mínima viable están estrechamente relacionados con las funciones ecológicas del paisaje (Meffe & Carroll, 1994), de modo que aseguran el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas y las poblaciones biológicas. De tal manera, el tamaño de los parches se concibe como un atributo importante en los estudios de la fragmentación y transformación del paisaje.

En cuanto al tamaño de los fragmentos cabe admitir que éste depende de la escala espacial seleccionada para el estudio. Puesto que la escala refleja las diferencias de tamaño entre los elementos del mosaico paisajístico, no obstante, desempeña un papel importante en la identificación de la variabilidad ambiental. Además, el tamaño del fragmento determina, en gran medida, la riqueza de especies, de modo que influye en la cantidad de especies presentes y en su capacidad de permanecer en el parche. Desde este punto de vista, los parches mas grandes contienen más especies y un mayor número de individuos que parches pequeños del mismo tipo de hábitat.

Respecto a estas características, en sus estudios Saunders *et al.* (1991), Fagan *et al.* (1999), Bennett (1999), Fall & Morgan (2001), Saura (2001), Gibb & Hochuli (2002), Pullin (2002), Fahrig (2003), Goparaju *et al.* (2005), Xue Bing *et al.* (2005), Echeverry & Rodriguez (2006), Jomaa *et al.* (2007) usan el tamaño de los parches como medida de la fragmentación del hábitat. En cambio Collingham & Huntly (2000) o Mas & Correa (2000) separan la fragmentación de hábitat del tamaño de los parches señalando que no tienen demasiada correlación, mientras que según Schonewald-Cox (1983), Brown & Huchings (1997), SAREM (2000), Gilbert (2003), Deng & Zheng (2004), Guiraud *et al.* (2005) o Matteucci (2008) el tamaño del parche afecta, sobre todo, a las tasas de extinción de las poblaciones.

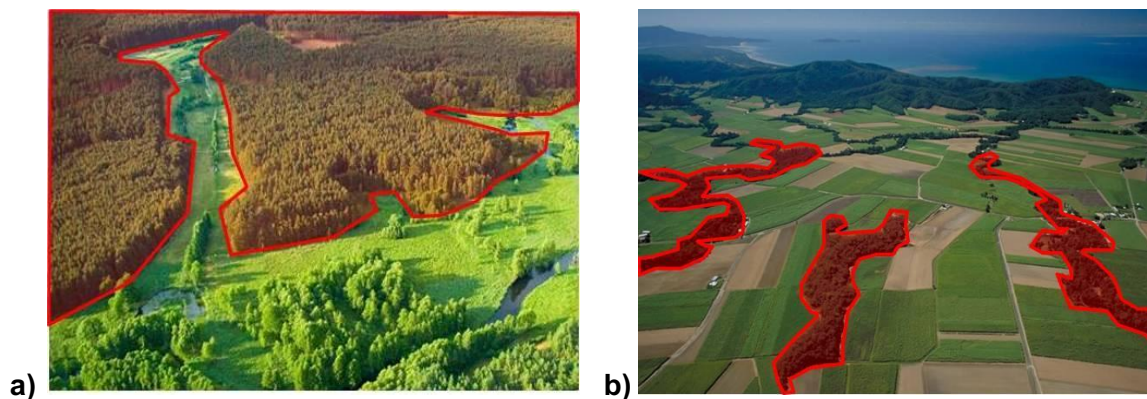
Generalmente, dividir un parche grande en otros dos, tres o más parches pequeños puede provocar ciertos cambios en el comportamiento de los ecosistemas de modo que se crean nuevas condiciones y dependencias ecológicas. Respecto a estas características, se hace visible que el tamaño de los parches tiene varias funciones ecológicas. Un ejemplo de estas funciones constituye, según Gibb & Hochuli (2004), la función establecida entre el número de especies de un determinado parche y su superficie. En este sentido, según Harris (1988), Saunders *et al.* (1991), Brown & Huchings (1997), Chiarello (2000), Saura (2001), Gilbert (2003), Deng & Zheng, (2004) el incremento del tamaño sirve a favor del hábitat presente en el parche ya que favorece las especies propias de este medio (sobre todo las especies más abundantes) mientras que, en sentido contrario, la disminución del tamaño necesario para las especies que habitan el parche lleva a la reducción del tamaño medio de sus poblaciones. Además, como señalan Debinski & Holt (2000), los parches pequeños mantienen poblaciones propias de los ecotonos, lo que significa que solo pueden albergar poblaciones pequeñas. De tal modo, los parches pequeños contienen menos especies que suelen ser resistentes al proceso de fragmentación. Sin embargo, el tamaño no siempre refleja la riqueza de especies, a pesar de que en muchos casos decide sobre la permanencia de éstas en el paisaje.

La variabilidad del tamaño y las consecuencias posteriores que ésta provoca se ha estudiado por medio del concepto "SLOSS" (*en inglés: Single Large or Several Small (un único parche grande o varios pequeños)*) que trata de identificar las características y los valores ecológicos de los parches grandes y pequeños. Los estudios de tal problemática fueron iniciados por Mac Arthur & Wilson (1967) a raíz de la Teoría Biogeográfica de las Islas, citada en los capítulos anteriores, según la cual el número de especies de un parche aislado de otros del mismo tipo aumenta en función del

tamaño del parche y, analógicamente, disminuye en función de la distancia de los parches similares más cercanos. De forma similar, también la Teoría de Metapoblaciones trata este problema prediciendo que a medida que disminuye el tamaño de los parches la probabilidad de que sean colonizados los fragmentos disminuye y aumenta la probabilidad de extinción (véase los capítulos 4.1.3 y 4.1.4).

Analógicamente al análisis de la riqueza de las especies se puede analizar la estructura paisajística de modo que los paisajes con mayor número de parches pequeños indica una mayor heterogeneidad. Además, respecto a que el tamaño del parche es considerado como el atributo espacial con mayor efecto sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003), cabe señalar cuales son las ventajas más importantes de los parches grandes y pequeños; Los parches grandes (véase Foto n°11a) pueden sostener poblaciones de especies de gran tamaño y dominios vitales amplios, por tanto constituyen el área de uso efectivo y cobertura de escape para vertebrados con grandes *home-ranges* (los animales requieren un área mínima para vivir, la cual se correlaciona con su masa corporal), aseguran la calidad de agua y la protección de los acuíferos y láminas de agua y, a su vez, se caracterizan por tener la mayor biodiversidad, por ser una fuente de especies que se dispersan hacia la matriz, por desempeñar el papel del área de conexión a través del paisaje o el área de buffer contra la extinción durante un cambio ambiental (Forman, 1997). Los parches pequeños (véase Foto n°11b) constituyen los hábitats y zonas de parada o de paso para las especies y facilitan su dispersión y recolonización posterior de nuevas localidades, aportan a la heterogeneidad

Foto n°11. Representación de distintos tamaños de parches en el paisaje. Las áreas marcadas por el color rojo corresponden, en primer caso, a un parche grande y relativamente compacto de bosque (foto a) y, en segundo caso, a varios parches de bosque de tamaños pequeños separados entre sí y dispersos en el paisaje agrícola (foto b).



Fuente: Fotos de M. Kochańczyk.

interna de la matriz, sirven como hábitats de huida y refugio de depredadores o como los hábitats para especies restrictas a pequeños fragmentos, así como para algunas especies raras (Forman, 1995).

La última función ecológica a considerar se refiere a los flujos de energía y materia que están almacenados o movilizados en el paisaje y que son necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas. Puesto que la cantidad de energía y materia en un fragmento dado es proporcional al área de este fragmento, parece evidente que los fragmentos grandes contienen más energía y nutrientes que los fragmentos pequeños (Forman & Godron, 1986). Los aportes energéticos pueden ser afectados directamente por las actividades antrópicas ya que cualquier cambio en la estructura y composición paisajística influye en la circulación de energía o materia.

4.4.2. Variación de formas de los parches

En general, los fragmentos de hábitats ubicados en el paisaje se caracterizan por tener varias formas y extensiones. Por una parte, al igual que el tamaño, la forma de los fragmentos (que constituye otro atributo de los patrones espaciales), tiene mucha importancia en cuanto a los movimientos y flujos dentro del paisaje. Además, según Ewers & Dirham (2006) influye en la dinámica de los procesos.

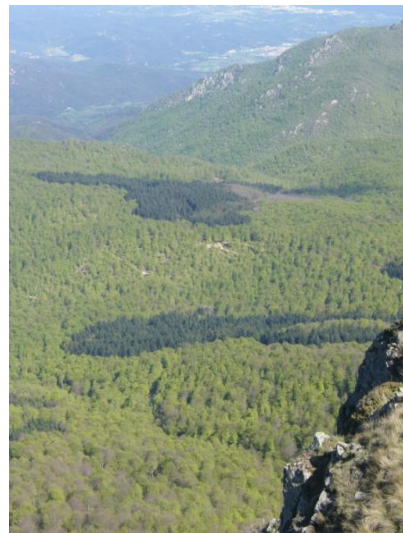
El aspecto de la forma de los fragmentos se refiere a la configuración de la dimensión fractal de una cierta área y corresponde a la proporción de la longitud del perímetro en relación con el área (Forman & Godron, 1986; Murcia, 1995). De acuerdo con estas características, los fragmentos compactos redondos o cuadrados tienen un perímetro/área más alto que los fragmentos alargados, curvilíneos e irregulares. Este perímetro se diferencia entre la zona del lindero o borde denominada como *la zona del edge*, donde aumenta, y la zona interior del fragmento, donde se reduce (Laurance & Yensen 1991). El aumento de la relación perímetro/área de los parches indica que los procesos ecológicos sean más variables dentro de la zona de borde que en el interior de los parches (Ewers & Dirham, 2006).

Otro elemento a considerar se refiere a la variación de formas de los parches que, según Forman (1995), depende tanto de los procesos ecológicos como de su origen. Respecto al origen, la forma de los parches está condicionada por factores naturales tales como la topografía, la litografía, la hidrografía, las condiciones climáticas (p.ej. vientos) y por los factores antrópicos correspondientes a las actividades humanas.

De tal modo, el dominio de las condiciones naturales favorece, en general, formas circulares o curvilíneas (por ejemplo, bosques sin intervención humana) (véase Foto n°12 a) y, en contraposición, el dominio de la actividad humana supone mayor presencia de fragmentos artificiales que se caracterizan por formas geométricas y rectilíneas (por ejemplo parcelas de plantaciones de bosque o cultivos leñosos, zonas agrícolas, viñas, entre otros) (véase Foto n°12 b). En lo que concierne a las formas del dominio antrópico, cabe destacar que las actividades antrópicas moderadas favorecen la diversificación de las formas mientras que las actividades intensas ocasionan la simplificación de la variabilidad.

Foto n°12. Variedad de formas presentes en el paisaje. a) Formas de carácter natural circulares, alargadas o curvilíneas, b) Formas lineales, estrechas y rectas de carácter artificial.

a)



b)



Fuente: a) fotografías de M. Szeke b) www.osadarudzniec.pl, M. Samojeđen.

Respecto a la funcionalidad ecológica, se considera que las formas redondas facilitan la conservación de los valores mientras que las formas alargadas, estrechas

e irregulares facilitan el intercambio de materia, energía, especies e información con su entorno (Forman & Godron, 1986). Dicho de otro modo, los fragmentos de formas compactas y circulares tienen más posibilidades de mantener los hábitats de especies de interior debido a que conservan los recursos naturales protegiéndolos de los efectos negativos del entorno. En cambio, según señalan Ewers & Dirham (2006) los fragmentos de formas irregulares, estrechas o alargadas influyen en el tamaño poblacional de especies presentes en el hábitat núcleo. Por tanto, las formas circulares o cuadrados asociadas a una superficie grande son más efectivas para la conservación de especies y ocasionan que los fragmentos presenten una mayor biodiversidad mientras que las formas irregulares y alargadas la reducen.

Por otro parte, para Ewers & Dirham (2006) la forma irregular de los fragmentos también puede tener efectos positivos sobre las poblaciones, como por ejemplo en el caso en el que los fragmentos de hábitats son de gran tamaño y presentan extensiones a lo largo de ríos o cerca de vías de trenes. De esta manera, tales extensiones facilitan el movimiento y dispersión de las especies.

4.4.3. Número de los parches

Dos componentes principales son influenciados por el número de fragmentos remanentes; Se trata del aislamiento y la distribución de las especies, lo que tiene mucha importancia respecto a la riqueza de especies presentes en el paisaje. El aislamiento disminuye cuando la distancia entre los fragmentos es menor. Por ejemplo, cuando en un paisaje fragmentado existen varios fragmentos remanentes de vegetación, este paisaje se caracteriza por tener más conexiones entre los fragmentos y su capacidad de mantener el movimiento de organismos, genes o energía es mayor. En cuanto a la distribución y riqueza de especies, no obstante, los movimientos de los organismos, el número de la población y el grado de la extinción local de especies dependen del número de los hábitats disponibles y la distancia entre ellos.

En términos generales, el aumento del número de fragmentos de hábitat está estrechamente vinculado con el proceso de la fragmentación *per se* cuando tras la división del área continua aparecen varios fragmentos separados unos de otros.

Es comúnmente aceptable que respecto a la conservación de la naturaleza lo ideal sería tener muchos parches naturales, grandes y compactos en vez de tener multitud de fragmentos separados e influenciados por las áreas circundantes.

4.4.4. Arreglo espacio-temporal de los parches

Los estudios de paisaje permiten un análisis sintético e integral del territorio, apoyado en la caracterización de los componentes que forman el paisaje, y la configuración espacial resultado de las relaciones entre éstos.

Bajo estas consideraciones, la siguiente descripción de los atributos de paisaje tales como tamaño, forma o número de los parches que caracterizan la composición del paisaje, tiene que ser complementada por un atributo referente a la distribución y configuración espacial de los parches, es decir, el patrón espacial.

En la Ecología del Paisaje, el patrón es, por un lado, el arreglo espacial de los elementos de un paisaje o el arreglo espacial de los paisajes en una región. En este sentido, se lo identifica con la estructura del paisaje. Por otro lado, el patrón corresponde a una relación espacial entre los distintos ecosistemas, es decir, a la distribución de la energía, materia y especies en los distintos elementos del mosaico paisajístico (parches, corredores, etc.). En lo que concierne a la vegetación, según Kershaw & Looney (1985), el arreglo espacial corresponde a la distribución de los individuos de cada especie. Desde este punto de vista, Piekett & Cadenasso (1995) o Matteucci & Pla, (1998), Mateucci (2008) lo definen como el paradigma de la heterogeneidad espacial y afirman que el arreglo espacial tiene influencia sobre el patrón de movimientos de los organismos, los cuales dependen del uso de los distintos hábitats. Por tanto, la composición de los hábitats que se encuentran en la matriz, así como su heterogeneidad, pueden determinar el curso que sigan las especies en los fragmentos.

Bajo una perspectiva general, los atributos del patrón espacial se clasifican en tres grupos: las propiedades de los parches, la configuración del paisaje y el origen de los fragmentos. En cuanto a los orígenes de la estructura del mosaico paisajístico, se considera que son diversos y, que no obstante, están en gran parte influenciados por la dimensión temporal. En este contexto, los patrones de configuración y organización espacial varían en el tiempo. Por lo general, los fragmentos pueden formarse debido a las perturbaciones naturales o antrópicas, por ejemplo, prácticas agrícolas y urbanísticas, así como por la permanencia de diferencias ambientales. En lo que concierne a las causas bióticas, la organización espacial depende de los procesos naturales, como por ejemplo, los incendios, los derribos de árboles por el viento o la dispersión de semillas. También puede estar determinada por la segregación espacial que, según Galindo (2007), resulta de las interacciones entre los depredadores y sus presas.

En muchos casos, los agentes que estimulan la formación de los elementos paisajísticos (tales como parches), son ocasionales, a pesar de que también pueden ser recurrentes; por ejemplo cuando la estructura de paisaje se repite en regiones de condiciones parecidas pero ubicados en distintos sitios. Por otra parte, hay que tener en cuenta que después de la formación de los parches, las condiciones ambientales o relaciones entre los organismos que habitan estos parches pueden modificarse a lo largo del tiempo, hasta provocar el cambio en el patrón espacial.

El arreglo espacial del mosaico paisajístico se analiza a base de distintas variables entre las cuales las más aplicadas son: la distancia entre parches, la variación de tamaños, la variación de formas, la variación de contenido, el patrón de la distribución espacial de los parches (regular, aleatoria o agregada) o patrón (dendrítico, lineal o circular), etc..

4.4.5. Definición de las zonas de transición (edge) y el efecto de borde

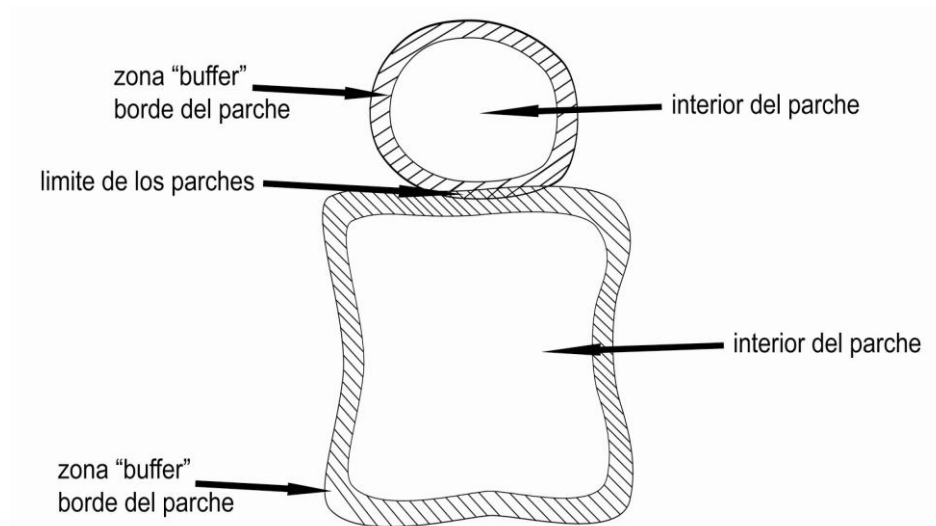
Las “zonas de transición” (*edge*) denominadas también como “bordes” se definen como las zonas de contacto entre dos comunidades estructurales diferentes (véase Figura nº25), por ejemplo entre dos parches (bosque y matorral, bosque y prado, matorral y prado), o entre un parche y la matriz del paisaje (fragmento de bosque ubicado en los cultivos). En este sentido, los bordes son ambientes distintos tanto en su estructura como en su biota y actúan como límites entre los elementos adyacentes o como hábitats en sí mismos. Por otro lado, según Williams (1991), los bordes pueden concentrar recursos diferentes, como una zona de amortiguamiento contra la propagación de una perturbación. En este contexto, los bordes pueden actuar como barreras para resistir invasores (químicos o biológicos).

Debido a su origen se diferencia los bordes entre naturales y antrópicos. Sin duda, ambos tipos pueden tener efectos sobre ciertas especies, aislándolas de su hábitat mayor o de su población. Al contrario, Matteucci (2008) señala que los bordes de vegetación con mayor diversidad estructural, tanto vertical como horizontal, pueden ser los lugares más ricos en cuanto a la presencia de especies. Asimismo, para este autor, los bordes presentan una alta densidad y riqueza de especies en comparación con los terrenos de interior.

En sus estudios, Saunders *et al.* (1991), ponen mucho énfasis en un conjunto de procesos asociados al incremento de la relación entre el perímetro/área que se produce

con el avance de la fragmentación del hábitat. Los efectos de influencia producidos por un ecosistema sobre el adyacente son denominados por los autores mencionados anteriormente como “*efecto de borde*”.

Figura nº 25. Zonificación del hábitat de un fragmento como resultado del efecto de borde.



Fuente: Elaboración propia sobre la base de las ideas de Saunders et al. (1991), Collinge (1998), Matteucci (2008).

Es importante admitir que los efectos de borde se manifiestan mediante los cambios en el interior del parche y la resistencia por parte del parche. Por ejemplo, los efectos de borde producidos entre dos fragmentos adyacentes, tales como una pradera y un bosque natural, son diferentes que las condiciones del interior de estos fragmentos. Mientras que el bosque en la zona de transición pierde la humedad, y el viento y la luz lo afectan con mayor fuerza, la pradera recibe la propagación de las especies del bosque lo que, gradualmente, ocasiona los procesos de sucesión y, finalmente, el cambio en su estructura y composición.

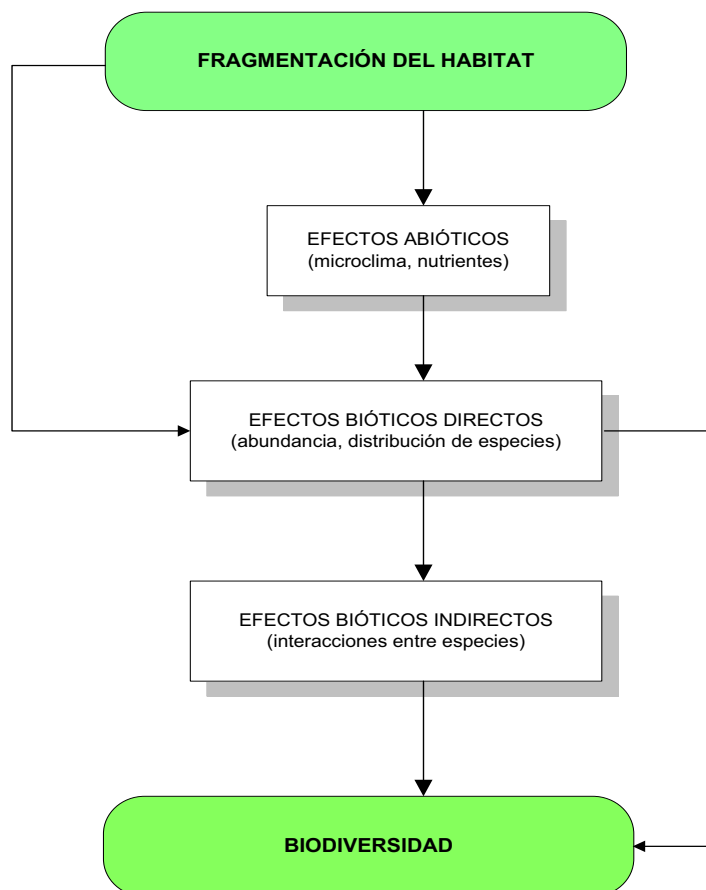
Según Saunders *et al.* (1991), el efecto de borde afecta a la calidad del hábitat de modo que ocasiona su disminución y, debido a que amenaza la supervivencia de las poblaciones acantonadas en los fragmentos, provoca una pérdida de la biodiversidad. En este contexto, la proporción entre hábitat de alta y baja calidad varía para cada tipo de efecto y tipo de organismo según la forma y el tamaño del fragmento, con lo cual, la penetración de otras especies se incrementa al disminuir el tamaño y al aumentar

la relación perímetro/área (Figura nº25). Asimismo, el tamaño y la forma de los fragmentos condicionan, en gran medida, las posibilidades de mantener ciertas poblaciones.

4.5. Consecuencias ecológicas de los bordes causadas por la fragmentación

En relación al tamaño y forma de los fragmentos, así como a la configuración del mosaico paisajístico, los efectos de los bordes, según Murcia (1995), pueden manifestarse en cambios abióticos, bióticos directos e indirectos (véase Figura nº26).

Figura nº 26. Relaciones entre la fragmentación de los hábitats y la biodiversidad de especies sobre la base de tres efectos de bordes.



Fuente: Elaboración propia tomando como base a los estudios de Bustamante & Grez (1995).

Los efectos abióticos implican cambios en las condiciones ambientales, como por ejemplo modificaciones microclimáticas (cambios en la temperatura, humedad, luminosidad, viento, heladas, etc.) desde los bordes hacia el interior del fragmento. En este sentido, los cambios microclimáticos están en relación con el perímetro/área del parche, por lo que, el microclima del área más externa de un parche (del borde) se diferencia del microclima del área interior (núcleo). Los efectos abióticos van directamente relacionados, también, con las incidencias de las variables edáficas (nutrientes) sobre las plantas que están situadas en los límites de los parches. Las condiciones de crecimiento y desarrollo de estas plantas son distintos que los de aquellas situadas en el área interior del parche.

Los efectos bióticos directos ocasionados por la fragmentación se refieren a los cambios en la composición, abundancia y distribución de las especies causadas por el cambio en las condiciones físicas de las áreas cercanas al borde y determinado por la tolerancia fisiológica de las especies que habitan los bordes. Según Murcia (1995) los efectos directos conducen a los efectos bióticos indirectos vinculados con los cambios en la interacción de las especies, como la competencia, el parasitismo y la herbívora, la polinización y la dispersión de semillas, la simbiosis y la estabilidad de los ecosistemas.

4.6. Fragmentación y conservación

Dentro de cada territorio, la transformación del medio ambiente causada por la fragmentación de grandes áreas de hábitats naturales, por el excesivo uso de la tierra y por la creciente intervención humana provoca numerosos cambios en el paisaje. Hay que reconocer, sin embargo, que gran parte de los cambios en la estructura y configuración del mosaico paisajístico tiene mucha importancia en cuanto a la conservación de la naturaleza, ya que puede afectar no sólo el funcionamiento de los ecosistemas y numerosos procesos ecológicos (flujos de energía, estabilidad del régimen hídrico, estado de equilibrio ecológico) sino también a las dinámicas poblacionales y, en consecuencia, la biodiversidad de paisaje (Saunders *et al.* 1991; Andrén, 1994; McIntyre & Hobbs, 1999; Saura, 2001; Haila, 2002; Fahrig, 2003).

En términos generales, el propósito fundamental de la conservación de la biodiversidad es mantener la biosfera en una óptima y saludable condición. Por dicho fin, la conservación de la biodiversidad dentro de los paisajes fragmentados debe

realizarse, en primer lugar, en base al conocimiento del patrón y a la dinámica del paisaje y de las actividades humanas que la determinan. Posteriormente, el estudio del patrón del paisaje fragmentado debe ser complementado por el análisis de tipos de fragmentos que reflejan la diversidad de hábitats y comunidades que surgirían naturalmente en el paisaje antes de la fragmentación. De este modo, al analizar los cambios y transformación que causa la extinción de especies, en función de cada paisaje en particular, se puede, finalmente, establecer una estrategia de empleo y conservación adecuada y, en aquellos casos necesarios, diseño para la recuperación de las especies y los hábitats en los que viven.

Respecto a los ambientes perturbados, las estrategias de manejo y conservación, según Galindo (2007) dependen, en mayor parte, de las condiciones ambientales que determinan el mosaico paisajístico, de la capacidad de las especies para afrontar los cambios, así como de la magnitud de la fragmentación y su influencia en la dispersión, movimientos y flujos genéticos de las especies entre los fragmentos remanentes de vegetación. Por ello, el problema de conservación de la biodiversidad en áreas fragmentadas ha de examinarse en función de los procesos que integran los distintos componentes del paisaje con el propósito de asegurar la persistencia del conjunto de elementos de la diversidad biológica que componen la matriz (Pullin, 2002). Por tal motivo, el debate fragmentación versus conservación se desarrolla más en el contexto ecológico (enfocado a la protección de ecosistemas naturales y especies, cantidad de hábitats restantes de los hábitats naturales y en la conectividad entre ellos) que en el contexto socioeconómico (relacionado con el desarrollo económico). Asimismo, los conservacionistas ponen mucha atención en la conservación a nivel de paisaje en el cual siempre existen fragmentos de hábitats nativos inmersos en la matriz. La importancia de esta cuestión radica en las aplicaciones propuestas tanto por parte de los conservacionistas como de los planificadores y agentes de desarrollo, en que algunas áreas, sobre todo las de gran valor ecológico ubicadas en los paisajes fragmentados, deberían ser destinadas para la protección de la naturaleza.

Cabe destacar que, no obstante, es muy difícil conservar la estructura, funciones y diversidad ecológica de los fragmentos de mucho valor ecológico, en unas unidades de conservación aislada (p. ej. reservas, parques nacionales, naturales u otras formas de áreas protegidas) sin mantener, prioritariamente, la conectividad e intercambio entre ellas (Tischendorf & Fahrig, 2000). Para lograr este objetivo, se establece una distribución de biotopos que sirven como vías de paso (mencionadas en los capítulos anteriores como “*stepping stones*”) y varios corredores que conectan hábitats en forma de red.

Según señalan Vandermeer *et al.* (2007), la aplicación de estrategias de manejo y recuperación de la biodiversidad de los ecosistemas en los paisajes fragmentados no se puede limitar solamente a cercar los fragmentos dentro de áreas de conservación sino que se debe ajustar, más bien, a la frase: “*Pensar globalmente, planificar regionalmente y actuar localmente*” (Forman, 1995).

Trasladando el tema a la conservación a nivel local, se puede aplicar otra estrategia de conservación de los ecosistemas en los paisajes fragmentados que consiste en determinar las respuestas de diferentes especies y definir su capacidad y habilidad de adaptación a los cambios ambientales. En este contexto, según el tipo de hábitat, causas de fragmentación y habilidad de adaptación de especies a las perturbaciones, se pueden formular unas propuestas de conservación de la biodiversidad con el objeto de conservar aquellas especies mayormente sensibles a las perturbaciones que se encuentran en peligro debido a la fragmentación del hábitat (Galindo, 2007). Lo importante, en este caso, es minimizar el efecto borde y aumentar la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de organismos. Por consiguiente, para mantener una alta riqueza de especies en los fragmentos, se diseñan las áreas de amortiguamiento entre los parches de hábitat y la matriz que reducen las influencias exteriores y aseguran la conservación del hábitat de interior.

Por último, hay que tener en cuenta que la conservación de la biodiversidad en los paisajes fragmentados a todas las escalas (desde la local hasta la de paisaje o región), ha de ser examinada según las circunstancias particulares derivado del patrón y de la dinámica de paisaje en cada caso, así como en función de las respuestas de las especies presentes.

4.7. Bibliografía específica:

Addicott J. F., Aho J. M., Antolin M. F., Padilla D. K., Richardson J. S., Soluk J. S., 1987. *Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns.* OIKOS - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 49, pp. 340-346.

Andrén H., 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat.* OIKOS - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 71, pp. 1223-1235.

Austin M.P., Austin B.O., 1980. *Behaviour of experimental plant communities along a nutrient gradient.* Journal of Ecology, British Ecological Society, London, UK, Vol. 68, pp. 891-918.

Austin M.P., Schmith T.M., 1989. *A new model for the continuum concept.* Plant Ecology 83, (Eds) Neal J. Enright, Murdoch University, Australia, Vol. 1, pp. 35-47.

- Austin M.P.**, 2007. *Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches*. Ecological Modeling, New York, USA, Vol. 200, pp. 1-19.
- Bennett A.F.**, 1999. *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 205-240.
- Berg L.J.L. van den, Bullock J.M., Clarke R.T., Langston R.H.W., Rose R.J.**, 2001. *Territory selection by the Dartford warbler in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size*. Biological Conservation, Boston University, Boston (USA), Vol.101, pp. 217-28.
- Bertrand G.**, 1968. *Paysage et géographie physique globale. Esquisse Méthodologique*. Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, Toulouse, France, Vol. XX XIII, N° 3, pp. 129-143.
- Bissonette J.A., Hagis C.D., David J.L.**, 1997. *Understanding measures of landscape pattern*. :J.A. Bissonette, ed. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York, USA. Chapter 9, pp. 231-261
- Bissonette J.A., Storch I.**, 2002. *Fragmentation: Is the Message Clear?*. Conservation Ecology, Acadia University, Nova Scotia, Canada, Vol. 6(2), pp.14. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/atr14>
- Bogdanowski J.**, 1983. *Wprowadzenie do regionalizmu architektoniczno-krajobrazowego*, Wiadomości Ekologiczne, PAN, Łomianki, Polska, vol. 29 (3).
- Bogdanowski J.**, 1990. *Metoda jednostek i wnętrz architektoniczno-krajobrazowych (JARK-WAK) w studiach i projektowaniu*. Politechnika Krakowska, Kraków, Polska.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Ng P.K.L.**, 2003. *Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore*. Nature, Nature Publishing Group, London, United Kingdom, Vol. 424, pp. 420-423.
- Brotos L.**, 2007. *Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico*. En: Camprodon J.,Plana E. (editores). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España, pp. 137-156.
- Brown K.S, Hutchings R. W.**, 1997. *Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies*. En: Laurance, W.F. & Bierregaard R.O. eds. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago, University of Chicago, Chicago (USA), pp. 91-110.
- Burel F., Baudry J.**, 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones MundiPrensa, Madrid, España.
- Bustamante R., Grez A.**, 1995. *Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos*. Ciencia y ambiente, Santa Maria, Brasil, Vol. 11(2), pp. 58-63.
- Cáncer L.**, 1994. *Aproximación crítica a las teorías más representativas de la ciencia del paisaje*. Geographica 31, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España, pp. 17-30.
- Carr L.W., Pope S.E., Fahrig L.**, 2002. *Impacts of landscape transformation by roads*. En: Gutzwiller, K.J. (Ed.), *Concepts and Applications of Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York (USA).
- Chiarello A.G.**, 2000. *Conservation value of a native forest fragment In a region of extensive agriculture*. Revista Brasileira de Biología, São Carlos, Brasil, Vol. 60, pp. 237-247.
- Cieszewska A.**, 2004. *Platy i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji*. Problemy Ekologii Krajobrazu, tom XIV, Warszawa.
- Collado D., Dellafiore C. M.**, 2003. *Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población Del Venado De Las Pampas en el Sur de la Provincia de San Luis*. Revista de Investigaciones Agropecuaria, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Inta), Buenos Aires, Argentina, pp. 17-34.
- Collingham Y.C., Huntly B.**, 2000. *Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 10, pp. 131-144.

- Debinsky D.M., Holt R.D.**, 2000. *A Survey and overview of Habitat Fragmentation Experiments*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 14, p. 342.
- Degórski M.**, 2009. *Krajobraz jako odbicie przyrodniczych i antropogenicznych procesów zachodzących w megasystemie środowiska geograficznego/Landscape as the reflection of natural and antropogenic processes in the megasystem of the geographical environment*. The Problems of Landscape Ecology, Warsaw (Poland), Vol. XXIII, pp. 53–60.
- Deng W.H., Zheng G.M.**, 2004. *Landscape and habitat factors affecting cabot's tragopan *Tragopan caboti* occurrence in habitat fragments*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 111, pp. 25-32.
- Echeverry M.A., Rodriguez J.M.**, 2006. *Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en área de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia*. Scientia et Technica, Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, Año XII, N° 30.
- Ecotono**, 1996. *Fragmentación y metapoblaciones*. Centro para la biología de la conservación. Universidad de Stanford. Boletín programa de la investigación tropical. Stanford, California (USA).
- Elkie P., Rempel R., Carr A.**, 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ontario Ministry of Natural Resources. Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario, Canada, pp. 16.
- Ewers R.M., Dirham R.K.**, 2006. *The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 21, N° 4, pp. 926–936.
- Fagan W.F., Cantrell R.S., Cosner C.**, 1999. *How habitat edges change species interactions*. The American Naturalist, The University of Chicago Press, Chicago (USA), Vol. 153, pp. 165-182.
- Fahrig L.**, 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics, California, USA, Vol. 34, pp. 487-515.
- Fall A., Morgan D.**, 2001. *Landscape pattern generation and analysis models: deriving block patch patterns base on forest cover, terrain and patch size rules*. Application in the Klawli Landscape Unit, Mackenzie Forest District. University Burnaby, Canada.
- Fischer J., Lindermayer D.B.**, 2005. *Nestedness in fragmented landscapes: a case study on birds, arboreal marsupials and lizards*. Journal of Biogeography, New York, USA, Vol. 32, Issue 10, pp. 1737-1750.
- Fisher J., Lindenmayer D.B.**, 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. Global Ecology and Biogeography, New York, USA, Vol. 16, pp. 265-280.
- Forman R.T.T., Collinge S. K.**, 1997. *Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning*, Landscape and Urban Planning, New York, USA, Vol. 37, pp. 129-135.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Forman R.T.T.**, 1995. *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, London, UK.
- Galindo J.**, 2007. *Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos: el caso de los murciélagos de los Tuxtlas, Veracruz*, En: *Tópicos de sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Editores: Sánchez G.& Rojas A., Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, pp. 97-114.
- Gergel S.E., Turner M.G.**, 2002., *Landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Gibb H., Hochuli D.F.**, 2002. *Habitat fragmentation In an environment: large and small fragments support different arthropod assemblages*, Conservation Biology, New York, USA, Vol. 106, pp. 91-100.
- Gilbert K.A.**, 2003. *Primates and fragmentation of Amazon forest*. En: Marsh L.K. (ed.) *Primates in Patches: Ecology and Conservation*. Kulwer Academic/Plenum Press, New York, USA, pp. 145-157.

- Gleason H.A.**, 1926. *The Individualistic Concept of the Plant Association*. Bull. Torrey Bot. Club, 53:7-26. Reimpreso parcialmente, En: *Readings in Ecology* (E.J. Kormondy, Edit.); Prentice Hall, New York, USA.
- Goodall D.W.**, 1954. *Vegetational Classification and Vegetational Continua*. An essay on the use of factor analysis. Australian Journal of Botany, Victoria, Australia, Vol. 1, pp. 168-182.
- Goparaju L., Tripathi A., Jha C.S.**, 2005. *Forest fragmentation impacts on phytodiversity - An analysis using remote sensing and GIS*. Current Science, Bangalore (India), Vol. 88, N° 8, pp. 1264-1274.
- Gruimbin R.E.**, 1990. *Viable populations, reserve size, and federal lands management: a critique*. Conservation Biology, New York (USA), Vol. 4, N° 2, pp. 127-134.
- Guiraud A.R., Matteucci S.D., Morello J., Alonso J., Herrera J., Abtamson R.R.**, 2005. *Efectos de la fragmentación sobre la riqueza y abundancia de aves en la Selva Atlántica de Argentina. Un análisis preliminar en parches grandes y pequeños*, Instituto Nacional de Limnología y Facultad de Humanidades y Ciencias (UNL), Santa Fe, Argentina.
- Gurrutxaga M.**, 2004. *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial*, Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia/Servicio Central de Publicaciones de Gobierno Vasco (Informes Técnicos 103), Victoria-Gasteiz, España.
- Gustafson E.J.**, 1998. *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?*. Ecosystems, New York, USA, Vol. 1, N° 1, pp. 143-156.
- Haila Y.**, 2002. *A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12, pp. 321-334.
- Hanski I.**, 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hanski I., Alho J., Moilanen A.**, 2000. *Estimating the parameters of survival and migration of individual populations*. Ecology, Washington (USA), Vol. 81, pp. 239-251.
- Hanski I., Gilpin M.**, 1991. *Metapopulation dynamics: a brief history and conceptual domain*. Biological Journal of Linnean Society. London, United Kingdom, N° 34, pp. 3-16.
- Hargis C.D., Bissonette J.A., Turnes D.L.**, 1999. *The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 36, pp. 157-172.
- Harris L.D.**, 1988. *Edge effects and conservation of biotic diversity*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 2, pp. 330-332.
- Harrison S., Bruna E.**, 1999. *Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure?*. Ecography, New York (USA), Vol.22, pp. 225-232.
- Hastings A., Harrison S.**, 1994. *Metapopulation dynamics and genetics*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 25, pp. 167-188.
- Hastings A., Wolin C.**, 1989. *Within-patch dynamics in a metapopulation*. Ecology, Washington (USA), N° 70, pp. 1261-1266.
- Hobbs R.J., Yates C.J.**, 2003. *Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic*. Australian Journal of Botany, Victoria, Australia, Vol. 51, pp. 471-488.
- Hobbs R.J., Wilson A.M.**, 1998. *Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives*. Pp. 265-279 En: Key Concepts in Landscape Ecology, Preston (UK): Dover J. W., Bunce R.G.H., Kemp J.C., Barrett G. W., 1989. Spatial Patterning: Impact of Uncultivated Corridors on Arthropod Populations Within Soybean Agroecosystems, Ecology, Washington (USA), Vol. 70, pp. 114-128.
- Jaeger J.A.G.**, 2000. *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation*. Landscape ecology, Springer, USA, Vol. 15(2), pp. 115-130.

- Jomaa I., Auda Y., Khater C.**, 2007. *Contribution to the characterization of forest fragmentation on the Eastern Flank of Mount Lebanon over 33 years*. Lebanese Science Journal, Beirut, Lebanon, Vol. 8, N° 8, pp. 59-74.
- Kershaw K.A., Looney J.H.H.**, 1985. *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. 3rd Edition Edward Arnold Press, London, UK, pp. 282.
- Knufer J.A.**, 1995. *Landscape ecology and biogeography*. Progress in Physical Geography, London, UK, Vol. 19 (1), pp. 18-34.
- Kozakiewicz M.**, 1993. *Habitat isolation and ecological barriers – the effect on small mammal populations and communities*. Acta Theriologica, PWN, Warszawa, Vol. 38, pp. 1–30.
- Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O’Neill R.V., Coleman E.**, 1987. *Landscape patterns in a disturbed environment*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 48, pp. 321-324.
- Kubes J.**, 1996. *Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the territorial system of ecological stability?*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, Vol. 35, pp. 231-240.
- Langran G.**, 1992. *Time in Geographic Information Systems*. Taylor & Francis, London, United Kingdom, pp. 189.
- Laurance W. F., Yensen E.**, 1991. *Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats*. Biological Conservation, New York, USA, Vol. 55, pp. 77– 92.
- Laurance, W.F., Nascimento H.E.M., Laurance S.G., Andrade A.C., Fearnside P.H., Ribeiro J.E.L., Capretz R.L.**, 2006. *Main forest fragmentation and the proliferation of successional trees*. Ecology, Washington (USA), Vol. 87, pp. 469-482.
- Laurence W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H., Bruna E., Didham R., Stouffer P., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G., Sampaio E.**, 2002. *Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation*. Biological Conservation, New York, USA, Vol. 16, pp. 605-618.
- Law B.S., Dickman C.R.**, 1998. *The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management*. Biodiversity Conservation, New York, USA, Vol. 7, pp.323-333.
- Levins R.**, 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Bulletin for the Entomological Society of America, Ohio, USA, Vol. 15, pp. 237-240.
- Lindenmayer D. B., Fischer J.**, 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington D.C., USA.
- Łomnicki A.**, 2003. *Teoria metapopulacji i jej różnorodne konsekwencje dla biologii ewolucyjnej, ekologii i ochrony przyrody*. Wiadomości Ekologiczne, Łomianki, Polska, Vol. 49, pp. 3-26.
- Maarel E. van der**, 1975. *Man-made natural ecosystems in environmental Management and planning*. En: Unifying Concepts in Ecology, Dr. W. Junk, The Hague, California, USA.
- Maarel E. van der**, 1988. *Vegetation dynamics: patterns in time and space*, Vegetatio, Springer, USA, Vol. 77.
- MacArthur R.H., Wilson E.O.**, 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Manning A.D., Lindenmayer D.B., Nix H.A.**, 2004. *Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 104, pp. 621-628.
- Margalef R.**, 1997. *Our Biosphere*. Ecology Institute. Oldendorf/Luhe, Germany.
- Marull J., Mallarach J.M.**, 2002. *La conectividad ecológica en el Área metropolitana de Barcelona*, Ecosistemas, Barcelona, España, Vol. 2.
- Mas J. F., Correa Sandoval J.**, 2000. *Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México*. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México (UNAM), México, N° 43, pp. 42-59.

- Matteucci S.D.**, 2008. *Ecología de Paisajes. Elementos básicos aplicados a la gestión y manejo de territorios áridos y semiáridos*. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Matteucci S.D., Pla L.**, 1998. *Estructura de correlaciones y selección de descriptores en la evaluación de germoplasmas de amaranto*. Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ), Argentina, Vol. 15(6), pp. 545-559.
- Matuszkiewicz W.**, 1974 *Próba systematyzacji warunków środowiska glebowego w zbiorowiskach leśnych*. Phytocoenosis, Warszawa, Polska, Vol. 3, pp. 113–170.
- Mc Intosh R.P.**, 1967. *The Continuum Concept of Vegetation*. Botanical Review, New York, USA, Vol. 33, pp. 130-187.
- McGarigal K., Marks B.J.**, 1995. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, USA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, pp. 122.
- McGriagal K., Cushman S.A.**, 2002. *Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12, pp. 335-345.
- McIntyre S., Hobbs R.**, 1999. *A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 13, pp. 1282–1292.
- Mech S.G., Hallet J.G.**, 2001. *Evaluating the Effectiveness of Corridors: a Genetic Approach*, Conservation Biology, New York, USA, Vol. 15, Issue 2, pp. 467-474.
- Meffe G.K., Carroll C.R.**, 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, USA.
- Meffe G.K., Carroll C.R.**, 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, USA, pp. 729.
- Merriam H.G.**, 1984. *Connectivity: A fundamental characteristic of landscape pattern in Methodology*. En: Landscape Ecological Research and Planning, GeoRuc., Roskilde, Denmark, Vol. 1, Edited by Brandt J. and Agger P., Roskilde University Center, Denmark. pp. 5-15.
- Mitka J.**, 2004. *Znaczenie teorii metapopulacji w ochronie gatunkowej (The role of metapopulation theory In species conservation)*, Roczniki Bieszczadzkie, Ustrzyki Dolne, Bieszczadzki Park Narodowy, Polska, Vol. 12, pp. 149-170.
- Moilanen A., Hanski I.**, 2001. *On the use of connectivity measures in spatial ecology*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 95, pp. 147–151.
- Múgica de la Guerra M., de Lucio J.V., Martínez C., Sastre P., Atauri-Mezquida J.A., Montes C., Castro H., Molina F., García M.R.**, 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Sevilla: Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, España.
- Murcia C.**, 1995. *Edge effects in fragmented forest: implications for conservation*. Trends in Ecology and Evolution (Tree), Cambridge, Massachusetts (USA), Vol. 10(2), pp. 58-62.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. da, Kent J.**, 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature, United Kingdom, Vol. 403, pp. 853–858.
- Nee S., May R.**, 1992. *Dynamics of metapopulations: habitat destruction and competitive coexistence*. Journal of Animal Ecology, British Ecological Society, London, UK, Vol. 61, pp. 37-40.
- Neel M.C., McGarigal K., Cushman S.A.**, 2004. *Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 19, pp. 435–455.
- Noss R.F.**, 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. Conservation Biology, New York, USA, N° 4, pp. 355-364.

- Noss R.F.**, 1991. *Landscape connectivity: Different functions at different scales*. En: Hudson, W.E. (ed.). *Landscapes, Linkages and Biodiversity*. Defenders of Wildlife, Washington, DC, USA.
- Noss R.F.**, 1993. *A regional landscape approach to maintain diversity*. *BioScience*, Reston, VA (USA), Vol. 33, pp. 700-706.
- Noss R.F.**, 1995. *Ecological integrity and sustainability: buzzwords in conflict?*. En: Westra L., Lemons J. (Eds.), *Perspective on Ecological Integrity*. Kluwer Academic Press, Amsterdam University Press, The Netherlands, pp. 60-76.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelist D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B, Christensen S. W., Dale V.H., Graham R.L.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol.1, pp. 153-162.
- Piekett S.T., Cadenasso M.L.**, 1995. *Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems*. *Science*, Washington (USA), Vol. 269, pp. 331-334.
- Pietrzak M.**, 2004. *Matryce, płyty i korytarze jako operacyjne jednostki terytorialne – możliwości i ograniczenia. Matrix, patches and corridors as operational territorial units – possibilities and limitation*. A. Cieszevska (red.) *Płyty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji*, 2004, *Problemy Ekologii Krajobrazu*, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, IGiGP UJ, Kraków, Polska, tom XIV, Warszawa.
- Prigogine I., Stengers I.**, 1984. *Order out of chaos: Man's new dialogue with nature*. Bantam, New York, USA.
- Primm S.L.**, 1991. *The Balance of Nature?*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Przeźwiński M.**, 1987. *Podstawy kompleksowej geografii fizycznej*. Uniwersytet Gdański, Gdańsk, Polska.
- Pullin A.S.**, 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ramensky L.G.**, 1926. *Die Grundgesetz Massigkeiten in Aufbau der Vegetationsdecke*. *Botan. Centralblatt N. F.*, 7: 453-455. Reimpresión parcial en *Readings in Ecology* (E.J. Kormondy, Edit.). Prentice Hall, New York, USA.
- Richling A.**, 1992, *Kompleksowa geografia fizyczna*. PWN, Warszawa, Polska.
- Richling A., Solon J.**, 1996. *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe, PWN, Warszawa, Polska.
- Ripple W.J., Bradshaw G.A., Spies T.A.**, 1991. *Measuring forest landscape patterns in the cascade range of Oregon*. *Biological Conservation*, New York, USA, pp. 73-88.
- Roda F.**, 2003. *La matriz ecológica del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales*. en Folch R. (coord.): *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputación de Barcelona-CUIMPB, Barcelona, España, pp. 43-55.
- Rutledge D.**, 2003. *Landscape indices as measures of the effects fragmentation: can pattern reflect process?*. DOC Science Internal Series, Wellington, New Zealand, Vol. 98, pp. 27.
- Sánchez G., Puigdefábregas J.**, 1994. *Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment*. *Geomorphology*, Elsevier, USA, Vol. 9, pp. 243-260.
- Sánchez O., Vega E., Peters E., Monroy-Vilchis O.**, 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Santos T., Tellería J.L., Carbonell R.**, 2002. *Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation*. *Biological Conservation*, Boston, USA, Vol. 105, pp. 113-125.
- SAREM**, 2000. *Libro rojo mamíferos amenazados de Argentina*. Buenos Aires, Argentina, pp. 106.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R.**, 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. *Conservation Biology*, Australia, Vol. 5, pp. 18-32.

- Saunders D.A., Hobbs R.J., Arnold G.W.**, 1993. *The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information*. Biological Conservation, Australia, Vol. 64, pp. 185-192.
- Saura S.**, 2001. *Influencia de la Escala en la Configuración del Paisaje: Estudio Mediante un Nuevo Método de Simulación Espacial, Imágenes de Satélite y Cartografías Temáticas*. Ph.D. Thesis, Department of Forest Economics and Management, Universidad Politécnica de Madrid, Spain.
- Schmiegelow F.K.A., Monkkonen M.M.**, 2002. *Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12(2), pp. 375-389.
- Schonewald-Cox C.M., Chambers S.M., Mac B., Thomas W.L.**, 1983. *Genetics and Conservation*. Environmental Conservation, Benjamin/Cummins Publishing Company Inc., Menlo Park, California, USA.
- Simberloff D., Farr A., Cox J., Mehlman D.W.**, 1992. *Movement Corridors-Conservation Bargains or Poor Investments*. Conservation Biology, Blackwell Publishing Inc., USA, Vol. 6, pp. 493-504.
- Solé R.V., Alonso D., Saldaña J.**, 2004. *Habitat fragmentation and biodiversity collapse in neutral communities*. Ecological Complexity. Eseevier, California, USA, pp. 65–75.
- Southworth J., Nagendra H., Tucker C.**, 2002. *Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change*. Landscape Research, Oxford, UK, Vol.27, pp. 253-269.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G.**, 1993. *Connectivity is a vital element of landscape structure*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 68 (3), pp. 571-573.
- Tewkeburry J.J., Levey D.J., Haddad N.M., Sargent S., Orrock J.L., Weldon A., Danielson B.J., Brinkerhoff J., Damschen E.I., Townsend P.**, 2002. *Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Washington (USA), Vol. 99, pp. 12923-12926.
- Tilman D., May R., Lehman R.M., Nowak C.A.**, 1994. *Habitat destruction and the extinction debate*. Nature, United Kingdom, Vol. 371, pp. 65-66.
- Tischendorf L., Fahrig L.**, 2000. *On the usage and measurement of landscape connectivity*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 90, pp. 7-19.
- Tscharntke T., Dewenter I.S., Kruess A., Thies C.**, 2002. *Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscape*. Ecological Application, New York, USA, Vol. 12, pp. 354-363.
- Turner M. G.**, 1989. *Landscape Ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 20, pp. 171-197.
- Turner M.G.**, 1990. *Spatial and temporal analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology Springer, USA, Vol. 4, pp. 21-30.
- Turner M.G.**, 1996. *Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence*, Journal of Applied Ecology, New York, USA, N° 33, pp.200-209.
- Turner M.G., Gardner R. H.**, 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York, Springer - Verlag, New York, USA, pp. 3-14.
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R.V.**, 2001. *Landscape Ecology in theory and practise*, New York, Springer-Verlag, New York, USA.
- Turner M.G., Ruscher C.L.**, 1988. *Changes in landscape patterns in Georgia, USA*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 1, pp. 241-251.
- Uezu A., Metzger J.P., Vielliard J.M.E.**, 2005. *Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species*. Biological Conservation, New York, USA, Vol. 123, pp. 507–519.

- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.**, 1987. *Landscape ecology*. Bioscience, USA, Vol. 37, pp. 119-127
- Vandermeer J., Perfecto I., Philpott S., Jahi Chappell M.**, 2007. *Reenfocando la conservación el en paisaje: La importancia de la matriz*. en: Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica, Editores: Harvey C.A., Sáenz J.C., Editorial INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 75-104.
- Waldhardt R.**, 2003. *Biodiversity and landscape: summary, conclusions and perspective*. Agriculture, Ecosystems and Environment, Zürich, Switzerland, Vol.98, pp. 305- 309.
- Wiens J.A.**, 1995. *Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation*, IBIS, British Ornithologists' Union, Vol. 137, pp.1-250.
- Wiens J.A., Milne B.T.**, 1989. *Scaling of landscapes In ecology, or landscape ecology from a beetles perspective*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 3, pp. 87-96.
- Wiens J.J.**, 2002. *Review of "Patterns of Distribution of Amphibians"* edited by William E. Duellman. Systematic Biology, Oxford University Press, Oxford, UK, Vol. 51, pp. 980–981.
- Wiens J.J.**, 2005. *Can incomplete taxa rescue phylogenetic analyses from long-branch attraction?* Systematic Biology, Oxford University Press, Oxford, UK, Vol. 54, pp. 731–742.
- Wilcove D.S.**, 1990. *The role of wilderness in protecting biodiversity*. Natural Resources and Environmental Issues, Logan, Utah, USA.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P.**, 1986. *Habitat fragmentation in the temperate zone*. En: Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity (Eds.) Soulé M.E., Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 237-256.
- Williams G.**, 1991. *Los bordes de selvas y bosques*. Ciencia y desarrollo, México, Vol. 17, pp. 65-71.
- Wilson E. O., Bossert W. H.**, 1971. *A primer of population biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Wilson E.O.**, 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge, UK.
- Xue Bing, Chen Xing-peng, Huang Yan, Li Youg-jin, Liu Yong**, 2005. *A study on the landscape structure and change of the Valley-City: case of Lanzhou*, National Laboratory of Western China's Environmental Systems, Lanzhou University, Nanjing Normal University, China.

CAPÍTULO V
METODOLOGÍA

El presente estudio de investigación se fundamenta en la ecología del paisaje que trata de analizar el territorio a partir del concepto de paisaje que concibe como un sistema dinámico, complejo, multiescalar y organizado jerárquicamente (Prigogine & Stengers, 1984). A este análisis territorial la ecología del paisaje le incorpora diversos conceptos ecológicos con el fin de proporcionar la información geoecológica que permita, por un lado, conocer mejor el medio ambiente (tomando en consideración la variedad y abundancia de los elementos que lo componen, sus propiedades funcionales y su organización espacial (Forman & Godron, 1986; Turner *et al.* 1989; Margalef, 1997; Moss, 2000; Wu & Hobbs, 2002)) y, por otro lado, evaluar las tendencias evolutivas a distintas escalas espacio-temporales (O'Neill, 1989). No obstante, la evolución y el cambio en la estructura o el arreglo espacial de un territorio concierne tanto a los elementos particulares, como a todo el sistema geoecológico que conforman dichos elementos.

Debido al gran número de estudios elaborados y a la variedad de metodologías aplicadas, para el siguiente estudio de investigación se propone una metodología orientada, en primer lugar, a la evaluación de la evolución en la estructura del paisaje en tres cortes temporales: 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08, 1956/57-2006/08, desarrollada a partir de la elaboración de los mapas de la estructura del paisaje correspondientes a los años 1956-57, 1983-87, 2006-08 y, en segundo lugar, al método cuantitativo del análisis de la estructura paisajística elaborado sobre la base de cálculo de una serie de índices. La combinación de ambos métodos (que surgen desde la Geografía Física y desde la Ecología del Paisaje) permite identificar los cambios en los patrones espaciales (Forman & Godron, 1986; Urban *et al.* 1987; Turner *et al.* 2001; Velázquez *et al.* 2002; Wiens, 2009) y, también, sirve como base para analizar los procesos de fragmentación del paisaje en general y de la cubierta vegetal en particular.

Para poder evaluar la composición del paisaje hay que proceder al estudio, la identificación y la caracterización de los elementos que lo componen. Este procedimiento se desarrolla mediante el análisis de los datos y los materiales cartográficos accesibles (mapas analógicos, imágenes satelitales, fotografías aéreas, ortofotomapas, etc.) por

medio de la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Geographical Information Systems - GIS) que en este caso concreto corresponden al software ArcGis 9.3 cuya aplicación permite generar la base de datos espacial y las cartografías digitales necesarias.

En lo que concierne a los métodos cuantitativos, éstos están, en la ecología del paisaje, directamente relacionados con los cálculos de índices numéricos que, por un lado, valoran las características relacionadas con la dinámica y los patrones espaciales del paisaje (la variación de la superficie, de la forma, del tamaño, del número, de la disposición, de la yuxtaposición, de la diversidad, entre otras) y, por otro lado, permiten identificar la evolución de la estructura del paisaje a nivel de parche, de clase y de paisaje mismo. Entre la gran variedad de los software desarrollados y disponibles, los que más se aplican a los estudios paisajísticos, son el Patch Analyst del software ArcGis de ESRI y el programa FRAGSTATS (Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps) elaborado por McGarigal & Marks (1995).

En relación a lo expuesto, en el capítulo que se presenta a continuación se delinea una propuesta metodológica, los procedimientos de elaboración cartográfica, así como las formulas y descripción de los índices utilizados para el análisis de los datos espaciales elegidos para la evaluación de la fragmentación del paisaje.

5.1. Propuesta metodológica

La línea de trabajo seguida para realizar el presente estudio de investigación se basa en el desarrollo de una serie de fases y etapas metodológicas que se estructuran en tres niveles fundamentales dentro del esquema metodológico (véase Figura nº27); Estos niveles se denominan como se detalla a continuación:

- **NIVEL DE FUNDAMENTOS TEÓRICOS Y PRÁCTICOS** que corresponden a la fase de la elaboración y definición de la base conceptual,
- **NIVEL ANALÍTICO** en el cual se construye la base de datos necesaria para la elaboración de los mapas digitales de la estructura del paisaje del área de estudio en tres periodos temporales diferentes (1956-57, 1983-87, 2006-08),
- **NIVEL DIAGNÓSTICO** que permite estudiar las pautas evolutivas que el paisaje, del área estudiada, ha seguido en los tres intervalos temporales (1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08, 1956/57-2006/08); y,

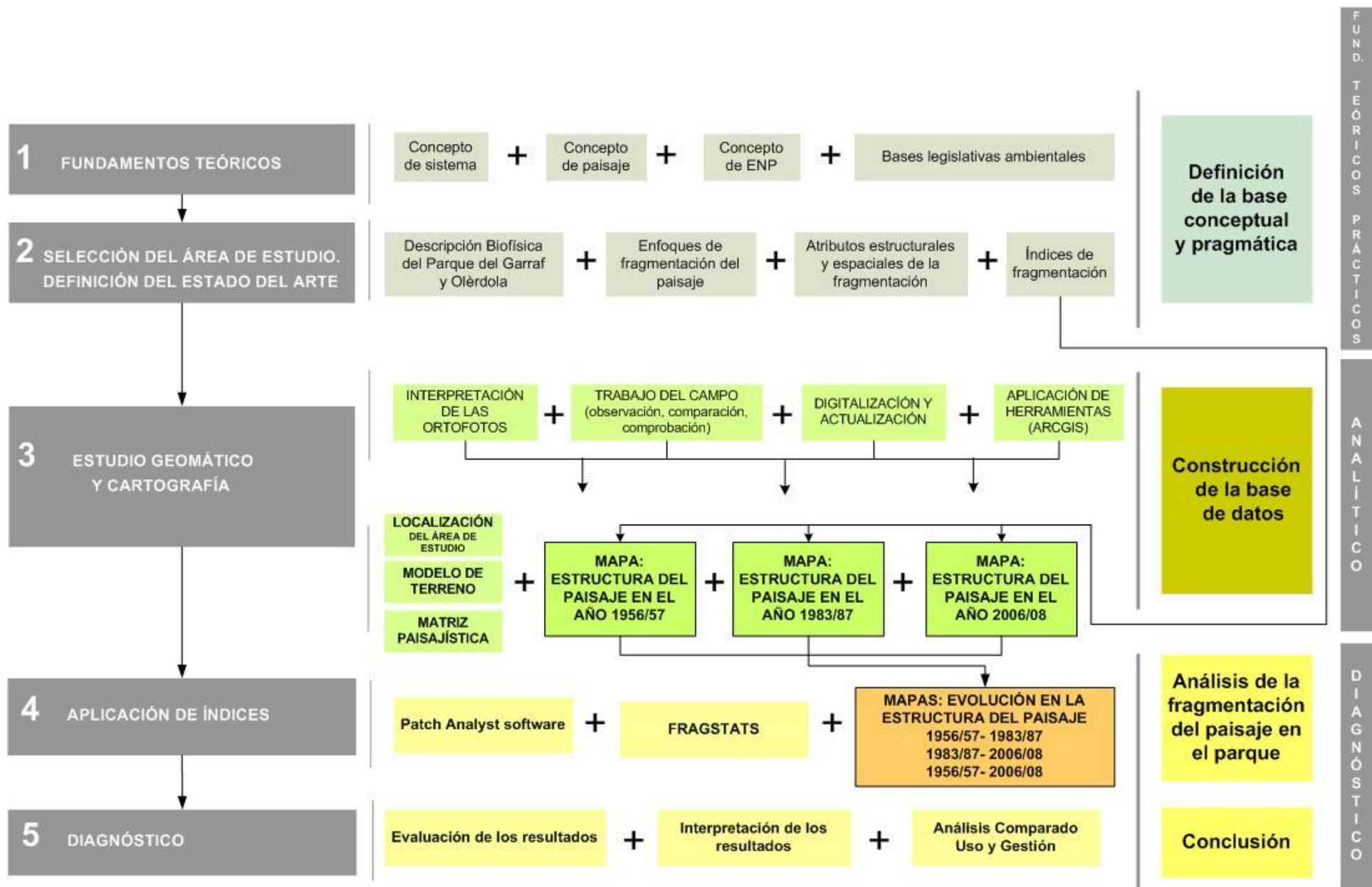


Figura nº27. Esquema metodológico del trabajo de investigación estructurado en distintas fases consecutivas.

Fuente: Elaboración propia.

posteriormente, mediante la aplicación de índices de paisaje, interpretar la situación y evaluar el proceso de la fragmentación paisajística.

5.2. Definición de la base conceptual y pragmática

La secuencia metodológica se comienza con la recopilación y el análisis de la información disponible (revisión bibliográfica y documental) con el propósito de facilitar el entendimiento y manejo de problemas señalados en los capítulos siguientes. Ello permite, por un lado, elaborar una base conceptual enmarcada dentro de los estudios del paisaje y los conceptos asociados al análisis paisajístico, tales como, por ejemplo la Teoría General de Sistemas o el desarrollo del concepto del paisaje y, por otro, conocer lo referente al proceso de fragmentación del paisaje (los estudios realizados, las metodologías aplicadas y las tendencias actuales en la elaboración práctica).

Estas contribuciones pretenden aportar distintas reflexiones y experiencias sobre los instrumentos utilizados y métodos aplicados a los estudios de paisaje destinados sobre todo a la fragmentación del mismo. Por lo tanto se ha considerado oportuno presentar brevemente ciertos conceptos en materia ambiental, legislativa, teórica y técnica que orienta en gran parte los procedimientos del trabajo.

La información que se recopila trata las siguientes temáticas: el concepto de sistema (geosistema) y de paisaje, el desarrollo del concepto de figuras de protección (parque, espacio de interés natural, etc.) y caracterización de distintos Espacios Naturales Protegidos (ENP), la legislación y actual problemática ambiental relacionada con la configuración, la evolución, la transformación y la fragmentación del paisaje en áreas naturales y seminaturales, entre otras. Así, la propuesta metodológica, cuya idea se desarrolla durante el proceso de la definición de una base conceptual y pragmática, es analizar el paisaje desde el punto de vista sistémico donde se contrastan los elementos y los aspectos estructurales del paisaje en relación a las influencias y procesos naturales y/o antrópicos, lo cual, a menudo, tiene transcendencia en la dinámica y evolución del mismo.

Con objetivo de obtener una orientación sobre los diferentes estudios realizados, tipos de problemas investigados y las metodologías aplicadas en los estudios del paisaje, que estrechadamente se vinculan a los estudios de la fragmentación del mismo, se ha hecho una revisión de estudios realizados en los últimos años.

Debido a que España no cuenta con una larga tradición en los estudios de la fragmentación del paisaje, la mayoría de los trabajos revisados estaba elaborado para grandes áreas de bosques (localizadas sobre todo en el ámbito americano y asiático, tanto a nivel comarcal como nacional), y publicada en inglés, en la prensa científica internacional. Así, la fuente muy importante para el estudio ha sido el estudio de Fahrig (2003) que presenta un análisis de 1600 artículos relacionados al desarrollo de la problemática de la fragmentación en los estudios ambientales, así como los estudios de Wilcove *et al.* (1986), Turner *et al.* (1989), Turner (1990), McGarigal & Marks (1995), O'Neill *et al.* (1988), Saunders *et al.* (1991); Margalef (1993, 1997), Frohn (1998), Steenmans & Pinborg (2000), Turner *et al.* (2001), Collado & Dellafiore (2003), Marull & Mallarach (2004), Peña-Cortés *et al.* (2006), Pinto (2006), entre muchos. Además, cabe destacar que la mayoría de los trabajos revisados contaba con las imágenes de satélites, un detalle importante a la hora de establecer la escala de trabajo y analizar la estructura del paisaje del área de estudio

Sin embargo, las metodologías revisadas se diferenciaban entre sí, en función de los aspectos estructurales de los paisajes estudiados y los requerimientos y exigencias ecológicas de las especies (de fauna y flora) consideradas, se ha podido encontrar ciertas similitudes en cuanto al estudio fundamental de la fragmentación. Estas similitudes han servido como base para elaborar una metodología válida para nuestra investigación. Se trata de la aplicación de un estudio integral de mosaico paisajístico, de la aplicación de similares variables y métricas utilizadas y de las técnicas de análisis de los datos obtenidos.

Por lo tanto, hemos optado por, conceptualmente, realizar nuestro estudio de acuerdo con las metodologías aplicadas en los estudios revisados, empezando por realizar un estudio integral del paisaje (descripción biofísica del medio natural y antrópico) del área seleccionada.

5.3. Elección del Área de Estudio

Una vez expuestos los principales aspectos teóricos, conceptuales y legislativos se selecciona la zona de estudio que, en la presente investigación, corresponde a un Espacio de Interés Natural (EIN) ubicado en Cataluña, conocido bajo el nombre del Parque del Garraf y Olèrdola.

Cabe destacar que la selección del área de estudio estaba supeditada, por un lado, a la disponibilidad del material fotográfico y cartográfico facilitado por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) (los ortofotomapas en blanco y negro de los años 1983, 1986 y 1987 y los ortofotomapas digitales en color de los años 2006, 2008, las fotografías aéreas del vuelo americano de los años 1956 y 1957, la base topográfica digital a escala 1:5000 y el Mapa comarcal de Cataluña a escala 1:50000) y, también por el *Departament de Medi Ambient* (Generalitat de Catalunya) (“Cartografía dels espais naturals protegits de Catalunya”).

Por otro lado, se seleccionó esta área para la investigación debido a la posibilidad de desarrollar y continuar los estudios permanentes de esta zona. El Parque del Garraf y Olèrdola ha sido estudiado extensamente en la tesis doctoral de Jenny Muñoz, algunas de cuyas partes se han presentado en el *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf* (Muñoz & Rubio, 2008), en cuya elaboración participaba el director de la presente tesis doctoral.

La primera intención e idea de la investigación, constaba de una comparación de dos áreas naturales (española y polaca) cuya protección legal fue establecida en la mitad del periodo de estudio. Debido a varios problemas en la recopilación y obtención de datos necesarios para el análisis comparativo, así como falta de aceptación del proyecto por parte polaca, hemos decidido limitar el estudio al ámbito español. La falta de los datos por parte polaca, no ha impedido utilizar fotos y estudios del paisaje polaco, actualmente desarrollados dentro de los conceptos de la ecología del paisaje, reconocidos en Polonia más bien como Geoecología.

Con el fin de obtener un estudio complejo y válido para compararlo con otros estudios elaborados para el Parque del Garraf y Olèrdola, para no repetir la información ya publicada en el informe antes mencionado, así como para poder presentar y evaluar los datos obtenidos a través de los cálculos de Patch Analyst 4 y el software Fragstats, se elabora un capítulo muy concentrado para presentar los rasgos ambientales y socioeconómicos del parque. De este modo, se elabora el *Capítulo III. Parque del Garraf y Olèrdola* que constituye una síntesis de las características del parque divididas en seis partes: estado natural, elementos socioeconómicos, aspectos legales, estado administrativo, las amenazas al paisaje del parque e importancia de esta área.

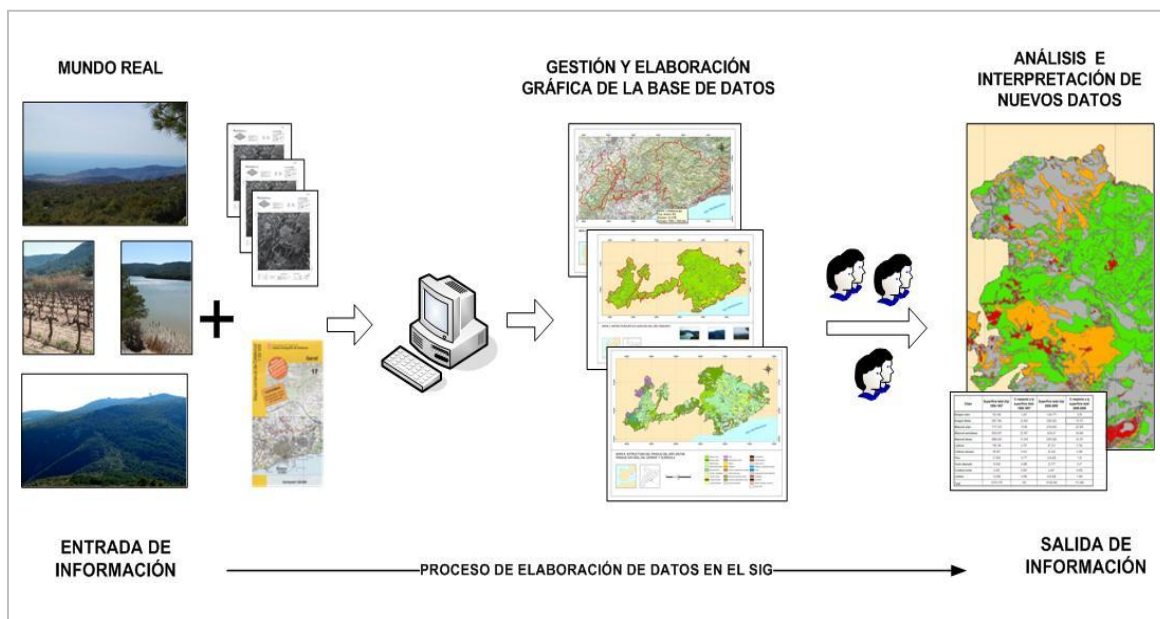
Además en la selección del área de estudio influyeron otros factores, tales como la ubicación en una zona de gran heterogeneidad paisajística y además protegida (el parque es un ENP en el cual se establecen los límites legales para proteger el medio

ambiente contra una presión antrópica) y la oportunidad de realizar un estudio de la evolución de la estructura del mosaico paisajístico en un período de 50 años permite identificar las zonas paisajísticas consideradas como estables y las zonas en las cuales el cambio ha sido profundo.

5.4. Estudio geomático y cartográfico

En el proceso del estudio geomático y cartográfico, que se desarrolla sobre la base del SIG, se deben considerar cuatro etapas fundamentales: la entrada de información, la gestión de datos, la interpretación y la salida de datos (véase Figura nº28). La entrada de información representa el mundo real, por lo que, está compuesta por los elementos existentes en el medio ambiente. En esta etapa de análisis, están incluidos todos los rasgos visibles para el observador o necesarios en el estudio.

Figura nº28. El modelo de elaboración y transformación de los datos analógicos en datos digitales desarrollado a través de la plataforma del Sistema de Información Geográfica.



Fuente: Elaboración propia.

Los datos espaciales provienen, por lo general, de la captura de información de diferentes fuentes, entre las que cabe destacar las siguientes: fotografías aéreas, imágenes vía satélite, y mapas analógicos. En primer lugar, se ha de homogeneizar la

información de entrada para poder, posteriormente, introducirla en el sistema. Así, los datos analógicos son referenciados geográficamente y digitalizados. En segundo lugar, se almacenan e integran los datos elaborados en una base que se caracteriza por tener una estructura propia y un contenido que es necesario para el análisis del problema estudiado. Posteriormente, se seleccionan y elaboran los datos temáticos con el fin de visualizarlos. Este procesamiento corresponde a la tercera etapa de la elaboración.

Ciertamente, la posibilidad de presentar los datos de forma gráfica, en concreto a través de mapas temáticos, constituye una de las ventajas más importantes del SIG; La presentación cartográfica tiene dos funciones: es el portador de datos y el medio de información espacial. Adicionalmente hay que destacar que los mapas generados con el SIG son fáciles de interpretar y, debido a que almacenan la información compleja sobre el terreno, constituyen una herramienta necesaria para la gestión, conservación y planificación territorial. La etapa final consiste en la interpretación individual de los nuevos datos obtenidos en el proceso de análisis, y en la elaboración de los resultados (salidas) en diversos formatos, como por ejemplo en los mapas, en los gráficos o en los cuadros.

El medio ambiente se caracteriza por su gran complejidad y continuidad evolutiva. En contraposición, los programas informáticos tienen unas estructuras simples y determinadas, por lo cual es necesario seleccionar una base de datos analizados, así como las formas de su presentación.

5.4.1. Base de datos y el aporte fotográfico y cartográfico utilizado para la elaboración de los mapas correspondientes al nivel analítico dentro de la propuesta metodológica. (Mapas nº 1-6).

Para poder estudiar la evolución y la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola es necesario disponer de una base de datos compleja que será imprescindible para el análisis posterior orientado al cálculo de los índices descriptivos seleccionados para caracterizar la estructura espacial del paisaje y su grado de fragmentación. Por este motivo, se constituyó una serie cronológica de los *Mapas de la estructura del paisaje de los años 1956-57, 1983-87 y 2006-08* (Mapa nº 4, 5, 6) y tres mapas adicionales, tales como *el Mapa de la localización del área de estudio* (Mapa nº1) elaborado sobre la base del *Mapa Comarcal* en escala de 1:50 000 (ICC), *el Mapa del Modelo Digital de Terreno (MDT)* (Mapa nº2) y *el Mapa de la matriz paisajística* (Mapa nº3).

La elaboración de la base de datos del presente estudio de investigación se realizó mediante el análisis de dos fuentes de información: primaria y secundaria. La fuente de información primaria corresponde al análisis de los ortofotomapas analógicos y digitales mediante la interpretación visual y digitalizada, apoyada en la observación directa y supervisión sobre el terreno. Este material corresponde a las imágenes siguientes:

- ❖ **fotografías aéreas** correspondientes al vuelo fotogramétrico americano (que fue realizado entre 1956 y 1957 por el ejército de los Estados Unidos sobre el territorio español), en blanco y negro,
- ❖ **ortofotomapas en blanco y negro** realizados por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) a partir de fotografías aéreas del vuelo de Catalunya realizado entre 1983 y 1992 (al área de estudio corresponden las ortofotomapas de los años siguientes: 1983, 1986 y 1987),
- ❖ **ortofotomapas digitales en color** de los años 2006 y 2008 facilitados por el "*Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC)".

La descripción más detallada del material fotográfico utilizado en la elaboración cartográfica se resume en la Tabla nº5.

En lo que concierne a la fuente secundaria, se utilizó para la elaboración de dos mapas; primero, en la elaboración del mapa nº4: *Mapa de la estructura del paisaje en 1956-57* para el cual se adaptó la base de datos del *Mapa de uso del suelo de período 1956-57* elaborado por Muñoz & Rubio (2008) cuya fuente primaria proviene de la digitalización de las fotografías aéreas de 1956-57. En segundo lugar, en la elaboración del mapa nº6: *Mapa de la estructura del paisaje en 2006-08* donde se adaptó y actualizó la base de datos del *Mapa del uso del suelo actual* de Muñoz & Rubio (2008) elaborada a través de la interpretación de la ortofotomapas a color del año 2004. Adicionalmente, la identificación de los usos del suelo se fundamentó consultando materiales tales como: *Cartografia dels hàbitats a Catalunya 1:50.00* y *Classificació dels usos del sòl a Catalunya (1987, 1992, 1997, 2002)* publicados en el formato MiraMon por el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, que posteriormente fueron transformados al formato raster (de ArcGis) con resolución 30x30 metros.

Es importante destacar que las fotografías aéreas del vuelo americano fueron previamente ortorrectificadas (corregidas geométricamente debido a las posibles distorsiones geométricas presentes en las imágenes y ocasionadas por la posición

Tabla nº5. Descripción detallada del material utilizado para la elaboración de los mapas de la estructura del paisaje en tres distintos períodos.

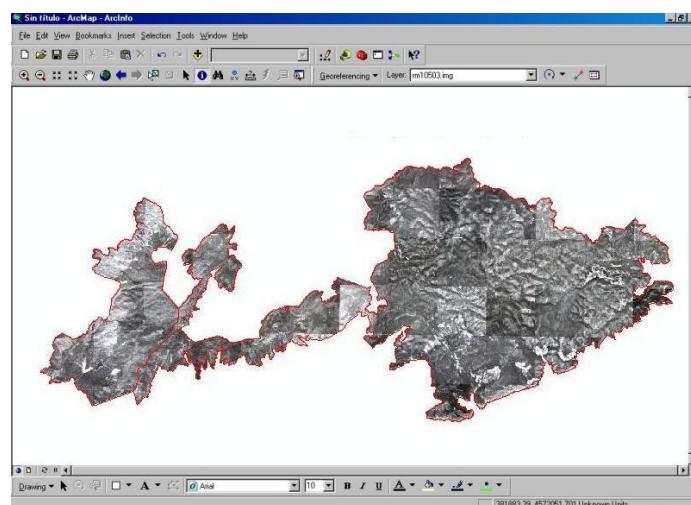
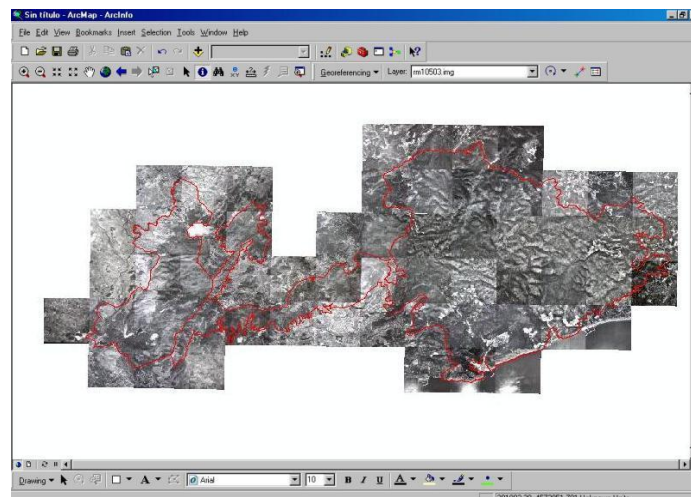
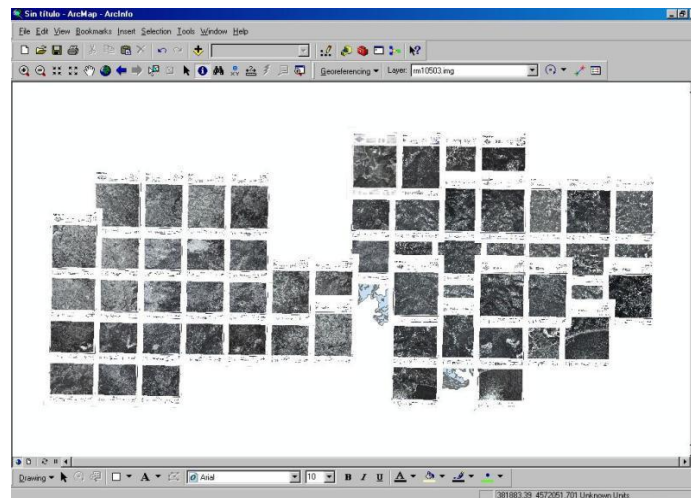
Fotografías aéreas	Ortofotomapas en blanco y negro	Ortofotomapas digitales color
<p>Escala de vuelo: aproximada de 1:33 000 Formato: analógico</p> <p>Tipo de vuelo fotogramétrico: vuelo americano, serie B</p> <p>Obtención de fotografías: obtenidas con cámara métrica aérea analógica</p> <p>Extensión: 1 metro Distancia focal aprox.:150 mm Recubrimiento longitudinal entre fotogramas: 60% Recubrimiento transversal entre fotogramas: 30%</p> <p>Fecha de vuelo: 1956-57</p>	<p>Escala del vuelo: aproximada 1:22 000 Formato: analógico</p> <p>Tipo de vuelo fotogramétrico: vuelos de Cataluña</p> <p>Obtención de fotografías: obtenidas con cámara métrica aérea analógica</p> <p>Escala del ortofotomapa: 1:5000 Distancia focal aproximada: 150 mm</p> <p>Fecha de vuelo: entre 1983 y 1992</p>	<p>Formato: digital</p> <p>Tipo de vuelo: vuelo de la v.5.0 realizado a una altura de 4 500 metros para obtener una medida de píxel en el suelo de 45 cm. Elaborados a través del análisis de las fotografías aéreas captadas con la cámara aérea digital de gran formato.</p> <p>Escala del ortofotomapa: 1:5000</p> <p>Fecha de vuelo: 2006, 2008</p>
Material elaborado para el Mapa de la estructura del paisaje en los años 1956-57	Material elaborado para el Mapa de la estructura del paisaje en los años 1983-87	Material elaborado para el Mapa de la estructura del paisaje en los años 2006-08

Fuente: Elaboración propia.

de la cámara o censor, el desplazamiento en función del relieve y los errores sistemáticos asociados a la imagen) y georreferenciadas (posicionadas en el espacio) a través del programa ERDAS IMAGE 8.3. según los parámetros de la proyección UTM (Universal Transversa de Mercator), Huso 31N, Elipsoide Internacional y Datum ED1950. Las imágenes ortorrectificadas según Echeverry & Rodríguez (2006), son imágenes planimétricamente correctas que representan los elementos del terreno en sus verdaderas coordenadas X y Y. Por está razón, son comúnmente aceptadas como imágenes de referencia adecuadas para la creación y el mantenimiento de una base de datos vectoriales utilizados por el SIG. Los ortofotomapas en blanco y negro fueron coordinados según los mismos parámetros y recortados con la extensión *Statial Analyst* del software *ArcGis* 9.3 (véase la Figura nº29) mientras que las ortofotomapas digitales color son facilitadas por el ICC previamente georreferenciadas.

El siguiente paso de la elaboración cartográfica consiste en combinar un conjunto de imágenes georeferenciadas y preparadas (Figura nº29) para ser fotointerpretadas.

Figura n°29. Etapas consecutivas en la elaboración de la banda de las ortofotomapas del año 1983, 1986 y 1987. Las imágenes son georeferenciadas, recortadas y delimitadas por el límite del Parque (línea de color rojo).



Fuente: Elaboración propia.

Una vez fotointerpretadas, se procede al proceso de digitalización mediante el cual se obtiene una representación de las imágenes en formato digital. Un mapa digital se compone de una serie de pares de coordenadas utilizados para representar los puntos, las líneas y las superficies de distintos tamaños y formas. Así, la captura de la información se representa en el formato vectorial (rectas o vectores) donde a cada porción del área particular denominada como un “*polígono*” se le asigna una etiqueta de identificación de acuerdo con la categoría del tipo de cubierta vegetal o de uso del suelo correspondiente.

En este caso concreto, se digitalizaron las áreas directamente en el software *ArcView* de *ArcGis* 9.3. El tratamiento digital de las imágenes se repite para cada uno de los periodos temporales elegidos. Este es el procedimiento de elaboración de la base de datos necesaria para analizar la estructura paisajística del Parque del Garraf y Olèrdola.

5.4.1.1. Localización del área de estudio (Mapa nº1)

Debido a que el área de estudio se encuentra ubicada en una zona poblada, y en constante desarrollo y crecimiento poblacional, agrícola e industrial, existe la necesidad de crear un mapa de localización tomando como base el mapa topográfico en escala de 1:50 000 (*Mapa comarcal 1:50 000, Hoja 17 (Garraf)*) facilitado por el “*Institut Cartogràfic de Catalunya*”. De este modo, se puede, por un lado, situar el área de estudio en un terreno concreto (sobre un fondo topográfico) y, por otro lado, localizar las posibles fuentes de influencias directas procedentes de los pueblos y de las zonas urbanizadas ubicadas en los terrenos circundantes al parque.

5.4.1.2. Modelo Digital de Terreno (MDT) (Mapa nº2)

Según los estudios de Chmielewski (2001), los elementos que siempre determinan el análisis de la estructura y configuración paisajística corresponden, por un lado, a la cubierta vegetal y al uso del suelo y, por otro, al relieve o a la topografía del terreno. Tomando en cuenta estas consideraciones y, además, debido al hecho de que la representación de la topografía del terreno constituye el “*elemento base*” (la capa inicial sobre la que se despliegan los demás elementos que constituyen el mosaico paisajístico), se genera una representación tridimensional de datos topográficos denominada *Modelo Digital de Terreno (MDT)* (Cebrian & Mark, 1986).

El MDT se realiza tomando como base las coberturas a escala 1:5 000 de curvas de nivel, cotas de altura, e hidrografía mediante la extensión *3D Analyst de ArcGis 9.3*. De este modo, se genera una red de triángulos irregulares (Triangulated Irregular Network (TIN)) formada por triángulos cuyos vértices corresponden a los datos geoespecíficos obtenidos sobre el terreno.

5.4.1.3. Matriz paisajística (Mapa nº3)

El paisaje observado desde una perspectiva aérea se presenta como un mosaico de varios elementos inscritos en una matriz circundante. Estos elementos, junto con la matriz, forman el patrón del paisaje (Forman, 1995) que es habitualmente identificado con la configuración o distribución espacial de los componentes que lo forman.

Tal y como se ha señalado en los capítulos anteriores del presente estudio de investigación (Capítulo IV, *4.1.4.1. Mosaico paisajístico y patrones de paisaje* y *4.1.4.1.1. Matriz – elemento dominante*) la matriz es el elemento del paisaje continuo y de una gran extensión, por lo que, cumple un papel predominante en la dinámica de los procesos.

Debido a que el área de estudio está ubicada en una región de gran heterogeneidad, en la que el paisaje mediterráneo está influenciado y alterado por la actividad humana, se ha generado el *Mapa de la matriz paisajística del año 2006/08* con el fin de analizar y visualizar los elementos predominantes que determinan el carácter del paisaje.

Partiendo del hecho que la estructura horizontal del paisaje se compone de elementos naturales y antrópicos, para la elaboración del siguiente mapa, se han dividido los elementos presentes en el paisaje del Parque según su origen. De esta manera, se han establecido dos grupos de elementos: los de origen natural y los de origen antrópico.

Entre los elementos de origen natural se pueden distinguir los siguientes:

- Vegetación
- Afloramiento rocoso
- Playas

A la categoría de elementos antrópicos corresponden:

- Cultivos, viñas, campos labrados
- Áreas urbanas e industriales, construcciones

- Pantanos y depósitos de agua
- Caminos y pistas forestales,
- Carreteras y vías férreas
- Equipamientos radioeléctricos

5.4.1.4. Estructura de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (mapas nº 4, 5, 6)

Tal y como se indicó anteriormente, los mapas de la estructura de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola son obtenidos mediante el procedimiento de fotointerpretación y digitalización de las fotografías aéreas capturadas en los años 1956-57, los ortofotomapas en blanco y negro de los años 1983, 1986 y 1987 y los ortofotomapas a color del 2006 y del 2008, facilitados por el ICC.

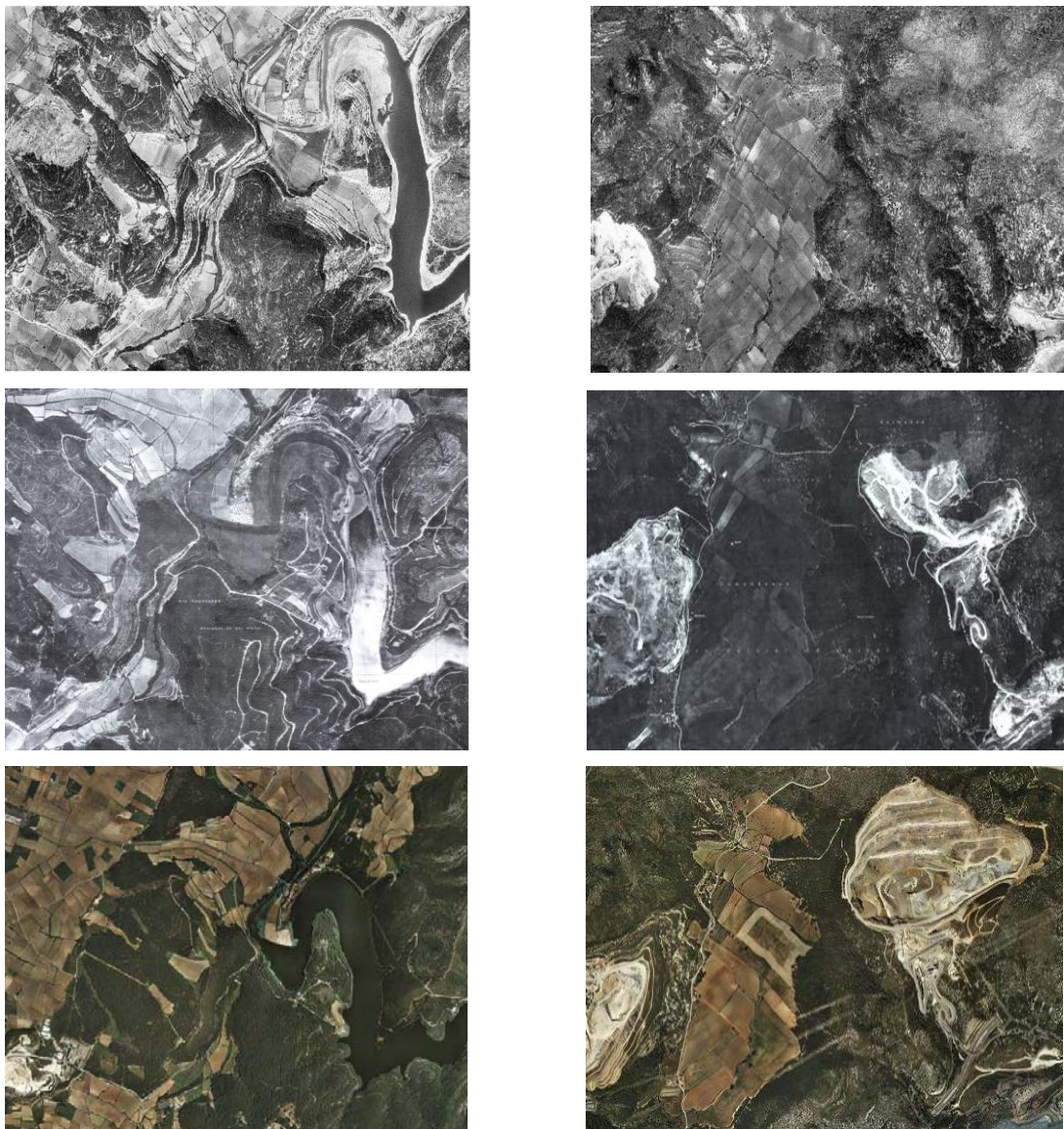
Teniendo en consideración que el paisaje es un sistema compuesto por diferentes elementos que le confieren una estructura, la cual varía con el tiempo (véase Figura nº30), es de gran importancia, en cuanto a los análisis posteriores, identificar y caracterizar los elementos en los tres periodos estudiados, según unos criterios semejantes. Para cumplir con este objetivo, que es previo al proceso de interpretación, adaptación y digitalización del material fotográfico y cartográfico, se elabora bajo criterios de clasificación fisonómica-estructural, una clasificación homogénea de la cobertura vegetal y de uso del suelo que corresponde a las categorías de las unidades dominadas por el tipo de vegetación o uso que les proporciona el nombre. Ello se utiliza tanto en la ejecución del mapa del 1956/57, como en la de los mapas del 1983/87 y del 2006/08.

La clasificación elaborada se identifica, en términos generales, con una categorización de los ecosistemas naturales, seminaturales y de origen antrópico que son los más representativos del paisaje del área estudiada. La selección y determinación de las clases se hace sobre la base del inventario de usos del suelo “*CORINE Land Cover*” (CLC) (CLC, 2006); también se tiene en cuenta que algunas categorías varían a lo largo del tiempo, de modo que, mientras unas aparecen y desaparecen, otras se transforman de manera natural o artificial, lo que conlleva que se convierten en nuevas clases.

Otra cuestión a considerar se refiere a que los mapas de estructura de paisaje del parque elaborados en tres periodos diferentes deberían, por haber utilizado la misma clasificación en el proceso de digitalización, ser fáciles de comparar. Ello tiene gran

importancia en cuanto a análisis posteriores. Para la caracterización del paisaje y el análisis de cambios en el área del estudio, se seleccionan tres fechas de referencia que son: 1956/57, 1983/87, 2006/08. Gracias a la comparación de los mapas será posible identificar las tendencias evolutivas y cuantificar los cambios en el mosaico paisajístico, lo que posteriormente posibilitará analizar el proceso de fragmentación del paisaje en los períodos establecidos para el estudio.

Figura n°30. Ejemplo de las imágenes de dos zonas capturadas en tres fechas distintas y utilizadas en la elaboración cartográfica de la composición y estructura del mosaico paisajístico del área de estudio en tres periodos establecidos: 1956/57, 1983/87, 2006/08. Las imágenes (de arriba a abajo) corresponden a las fotografías aéreas del vuelo americano, a las ortofotomapas en blanco y negro (1983, 1986), y a los ortofotomapas a color del 2008 respectivamente. Para identificar y clasificar los elementos que componen el mosaico paisajístico que se cambian a lo largo del tiempo se ha de aplicar una clasificación homogénea. De esta manera, se puede elaborar una base digital de gran valor en cuanto a los análisis posteriores.



Fuente: Elaboración propia.

Asimismo, se propone una clasificación compuesta por 28 categorías que se agrupan en dos niveles de cobertura y uso; 5 tipos de cobertura nivel 1, y 28 tipos de cobertura nivel 2. La Tabla nº6 muestra la clasificación y su aplicación en la elaboración multitemporal que corresponde a los mapas nº4, 5 y 6. Sin embargo, para el análisis y la elaboración estadística de la información obtenida en las fases posteriores (nivel diagnóstico) ha sido necesario centrarse en las clases más representativas para el paisaje del parque.

Tabla nº6. Categorías de uso y de cubiertas del suelo aplicadas en la elaboración de los mapas de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en tres subperíodos, presentados en orden cronológico.

NIVEL 1	NIVEL 2	Primer subperíodo: 1956-57	Segundo subperíodo: 1983-87	Tercer subperíodo: 2006-08
Zonas forestales y arbustivas	<i>Bosque claro</i>	X	X	X
	<i>Bosque denso</i>	X	X	X
	<i>Matorral claro</i>	X	X	X
	<i>Matorral semidenso</i>	X	X	X
	<i>Matorral denso</i>	X	X	X
Zonas agrícolas	<i>Prados y herbáceas</i>		X	X
	<i>Cultivos varios</i>	X	X	X
	<i>Cultivos leñosos</i>	X	X	X
	<i>Campos labrados</i>		X	X
	<i>Viña</i>	X	X	X
Espacios abiertos con poca o sin vegetación	<i>Afloramiento rocoso</i>		X	X
	<i>Playas</i>		X	X
	<i>Suelos desnudos</i>	X	X	X
Zonas y elementos artificiales	<i>Vertedero</i>		X	X
	<i>Zona restauración vertedero</i>			X
	<i>Zonas de extracción minera</i>	X	X	X
	<i>Zonas de restauración minera</i>			X
	<i>Zonas industriales</i>			X
	<i>Urbanización</i>		X	X
	<i>Construcciones</i>	X	X	X
	<i>Campo de tiro</i>			X
	<i>Presa</i>		X	X
	<i>Equipamientos radio eléctricos</i>		X	X
	<i>Carreteras</i>		X	X
	<i>Vía férrea</i>		X	X
	<i>Pistas forestales y caminos</i>		X	X
	<i>Cementerio</i>	X	X	X
Superficies de agua	<i>Pantanos y depósitos de agua</i>	X	X	X

Fuente: Elaboración propia.

5.4.2. Procesamiento de la elaboración de los mapas correspondientes al nivel diagnóstico dentro de la propuesta metodológica (Mapas nº 7, 8, 9: Mapas de la evolución en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en los períodos: 1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08, 1956/57–2006/08).

Bajo una perspectiva general, el paisaje se estructura como un sistema integrado por un conjunto de elementos (tanto visibles como no visibles, de origen natural y antrópico), que está en permanente evolución. En cuanto a la visión de la ecología del paisaje, el paisaje entendido como un área heterogénea comprende un mosaico de espacios naturales y antrópicos que definen los patrones espacio-temporales como resultado de las complejas interacciones entre los factores físicos, biológicos, sociales y económicos (Forman & Godron 1986; O'Neill *et al.* 1988; Forman, 1995). En suma, la variación espacial del paisaje, producto de estas relaciones, así como el análisis integrado de los elementos estructurales sirven como base para estudiar el desarrollo y la magnitud de los cambios paisajísticos (Forman & Godron, 1986; O'Neill *et al.* 1988; Turner *et al.* 1989, 2001; Turner, 1990; Forman, 1995; Burel & Baudry, 2002).

Por lo tanto, partiendo del principio de que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, que se observa ahora, es solo una instantánea de un proceso continuo de cambio, en esta etapa del estudio, que es el nivel de diagnóstico, se plantea analizar y valorar los cambios acontecidos en él durante un período de 50 años.

Asimismo, a través del análisis comparativo de la estructura del paisaje del parque en tres fechas diferentes (1956/57, 1983/87 y 2006/08), se desarrolla una base de datos espaciales con el fin de determinar y valorar la evolución del paisaje en el período establecido y, también, generar los mapas de evolución paisajística (véase Mapas nº7, 8, 9).

Teniendo en cuenta que, por un lado, no existe una norma determinada en la valoración del cambio y, por otro lado, debido a la variedad de criterios que pueden ser aplicados, no es fácil establecer una clasificación que resulte operativa, es decir, con un número razonable de categorías.

Por el “cambio” se entiende una modificación de la estructura y función del sistema ecológico (paisaje) a lo largo del tiempo en una misma zona (Elena-Rosselló *et al.* 2003). Bajo este criterio, se opta por establecer una escala de valores simple y que sea posible aplicar al análisis en cada uno de los tres períodos determinados. Por esta razón, la escala de valoración adoptada para este procedimiento consta de cuatro niveles de calificación (0-3) que expresan el grado de cambio: desde las

zonas sin cambio (rango de valor equivalente al nivel “0”) hasta las zonas de cambio profundo (rango de valor equivalente al nivel “3”). En la Tabla nº7 se resumen todos los rangos de valores generados y su descripción.

Tabla nº7. Rango de valores aplicado para la elaboración de la cartografía correspondiente al nivel de diagnóstico.

Rango de valor de cambio	Significado	Descripción
0	sin cambio	No se reconocen los cambios en la cubierta vegetal o en el uso del suelo
1	cambios suaves	Los cambios corresponden a los procesos de sucesión natural primaria y secundaria (etapas iniciales o intermedias más cercanas), a la regresión (etapas más cercanas), y a los cambios suaves en el uso del suelo
2	cambios moderados	Los cambios corresponden a los procesos de sucesión natural primaria y secundaria (etapas más extremas) y al cambio significativo en cuanto a uso/cobertura de la tierra
3	cambios profundos	Sucesión ecológica extrema o perturbación total

Fuente: *Elaboración propia.*

La metodología empleada para este análisis multitemporal corresponde a la elaboración de una serie de combinaciones según las cuales se asignan los valores de cambio de uso/cobertura de la tierra (véase Tabla nº8, se presenta como anexo la tabla completa). Para realizar el proceso de comparación se emplea la extensión *Spatial Analyst (Overlay)* del software *ArcGis 9.3*. Una cuestión relevante, de cara a la aplicación de este método, es utilizar los mismos criterios de valoración en la elaboración de los mapas de todos los períodos considerados.

Es necesario señalar que la creación de la valoración establecida es un proceso en parte objetivo, y en gran parte subjetivo ya que no existe una norma determinada para su elaboración. Sin embargo, cabe destacar que mediante esta valoración se genera la “información base” sobre las zonas más cambiadas y en las que el cambio no ha sido observado.

Una vez obtenidos los mapas de interés, se procede a la segunda parte de la fase de diagnóstico que corresponde al cálculo de los índices de fragmentación.

Tabla n°8. Variación de combinaciones de cambios de cobertura vegetal/uso del suelo elaborada para la ejecución de los mapas de evolución multitemporal de la estructura de paisaje.

USO DE SALIDA	USO REAL	VALOR DE CAMBIO
Bosque claro	Bosque claro	0
Bosque claro	Bosque denso	1
Bosque claro	Matorral claro	2
Bosque claro	Matorral semidenso	2
Bosque claro	Matorral denso	1
Bosque claro	Prados y herbáceas	2
Bosque claro	Cultivos varios	3
Bosque claro	Cultivos leñosos	2
Bosque claro	Campos labrados	3
Bosque claro	Viña	2
Bosque claro	Afloramiento rocoso	3
Bosque claro	Playas	3
Bosque claro	Vertedero	3

Fuente: Elaboración propia.

5.5. Aplicación de índices

La variación espacial de los paisajes se estudia dentro de la ecología del paisaje involucrando el análisis temporal de los elementos, los patrones espaciales y las interacciones que describen las principales propiedades de un paisaje que son la estructura, la función y la evolución (Forman & Godron, 1986; Noss, 1990; Turner, 1990). De esta manera, por medio del análisis temporal, se genera la información relevante sobre las relaciones entre la estructura y los procesos ecológicos vinculados con la evolución y los cambios de uso-cobertura de la tierra (Forman & Godron, 1986; O'Neill *et al.* 1988, Saunders *et al.* 1991; Forman, 1995; Collado & Dellafiore, 2003; Margalef, 1993, 1997; Peña-Cortés *et al.* 2006; Pinto, 2006). Cabe destacar que la mayoría de los estudios recientes sobre la evolución y transformación de la estructura del paisaje (Bissonette & Storch, 2002; Burel & Baudry, 2002; Haila, 2002; McGriagal *et al.* 2002; Fahrig, 2003; Hobbs & Yates, 2003; Turner *et al.* 2001; Gurrutxaga, 2004; Rindufuss *et al.* 2004; Bing *et al.* 2005; Fischer & Linder Mayer, 2005, 2007; Romero, 2005; Gallegos *et al.* 2006; Peña-Cortés *et al.* 2006; Linder Mayer & Fischer, 2006; Martín *et al.* 2008) y en particular, sobre la fragmentación (Brown & Hutchings, 1997; Grez *et al.* 1998; Mas, 1998; Carr *et al.* 2002; Schmiegelow & Monkkonen, 2002; Southworth *et al.* 2002; Brook *et al.* 2003; Gilbert, 2003; Solé *et al.* 2004; Guiraud *et al.* 2005; Goparaju

et al. 2005; Ortega *et al.* 2005; Echeverry & Rodriguez, 2006; Villavicencio *et al.* 2006; Munroe *et al.* 2007; Galindo, 2007) tratan de relacionar las características de los fragmentos de la vegetación nativa que conforman un mosaico paisajístico determinando su estructura y composición, con el tipo e intensidad de las perturbaciones (de origen natural o antrópico) que influyen en la evolución del paisaje de un territorio particular afectando su estado de equilibrio (Medley *et al.* 1995, Zheng *et al.* 1997, Steinhardt *et al.* 1999; Turner *et al.* 2001; Echeverría *et al.* 2006; Altamirano *et al.* 2007). La forma de analizar la magnitud de influencia sobre el paisaje, los cambios en la estructura y los efectos de la transformación están directamente relacionados con el estudio de los patrones paisajísticos espaciales y temporales que, en general, permite comparar cuantitativamente diferentes paisajes entre sí e identificar la magnitud de los cambios en el tiempo; también relacionar su dinámica con las funciones ecológicas (Gardner *et al.* 1987; O'Neill *et al.* 1988; Poiani *et al.* 2000; Gautam *et al.* 2003), sin analizar la diversidad de los usos que puede tener un territorio (Martínez 2004). Esta comparación depende, en primer lugar, de la escala de la observación (Moizo, 2004; Villavicencio *et al.* 2006) ya que los resultados están supeditados totalmente a ella (Burel & Baudry, 2002; Waldhardt, 2003) y en segundo lugar, de la aplicación de diferentes medidas cuantitativas llamadas “métricas o índices del paisaje” (Forman & Godron, 1986; Turner *et al.* 1989; Turner & Gardner, 1990; Noss, 1990; Ritters *et al.* 1995; Farina, 1998; Frohn, 1998; O'Neill *et al.* 1998; McGarigal & Marks, 1995; Jaeger, 2000; Mas *et al.* 2000; Turner *et al.* 2001; Burel & Baudry, 2002; Gerger & Turner, 2002; Collado & Dellafiore, 2003; Peña-Cortés *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006; Peña *et al.* 2007; Huang *et al.* 2008).

Los índices espaciales, según señalan Vila i Subirràs *et al.* (2006), aportan varios datos numéricos que describen la composición, la configuración y la diversidad de los paisajes, la densidad, la superficie y la proporción de cada cubierta del suelo o las características de la forma y del tamaño de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje. Asimismo, a través de los índices se incorporan las características del paisaje que permiten cuantificar las diferencias entre y dentro de las distintas configuraciones espaciales en diferentes momentos temporales infiriendo en los agentes transformadores o los mecanismos causales de la formación de estos patrones (Fuentes, 1990; Gergel & Turner, 2002). El primer paso en la aplicación de los índices corresponde al estudio de los elementos que componen el paisaje a fin de calcular una serie de atributos espaciales que cuantifican cada uno de los elementos individualmente. Estos datos proporcionan la información sobre la variedad de los tipos de los elementos presentes dentro del paisaje (composición) y su arreglo espacial

(configuración) (Forman & Godron, 1986) y posteriormente, sirven como base para el cálculo del paisaje total. Por esta razón, teniendo como punto de referencia la composición y la configuración del paisaje y dependiendo de los datos que se desea obtener aplicando los índices numéricos, se puede elaborar el análisis en tres niveles espaciales (McGarigal & Marks, 1995; Poiani *et al.* 2000; Botequilha *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006):

- **Nivel de fragmento (parche) (patch level):** Para el análisis y la comparación de la dinámica temporal se asume que los paisajes son considerados como un mosaico de elementos entre los cuales las mínimas unidades son denominadas y utilizadas por la ecología del paisaje como los fragmentos (parches) (véase el *Capítulo 4.1.4.1.2.*). El concepto de los fragmentos (Vila i Subirràs *et al.* 2006) utilizado desde el punto de vista cuantitativo está estrechamente ligado a los cálculos de las variables tales como el número y el tamaño de los fragmentos individuales, lo que genera la información principal sobre los cambios de los estados del paisaje.
- **Nivel de clase (class level):** Corresponde al conjunto de los fragmentos que presentan la misma composición y/o estructura. En referencia a los cálculos dentro del análisis espacial se aplican a cada conjunto de fragmentos del mismo tipo de uso o de la cubierta de suelo.
- **Nivel de paisaje (landscape level):** El paisaje se considera como un conjunto de fragmentos y de clases de paisaje definidas para un territorio determinado. En cuanto a la cuantificación de los patrones del paisaje se aplican los índices tanto a los fragmentos de la misma clase como a la totalidad las clases. La información obtenida valora la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad del área dada.

De este modo, se caracterizan por una parte los elementos que componen el paisaje, y por otra, el paisaje total. Entre las métricas más aplicadas en los estudios medioambientales son las métricas de área, las métricas de configuración espacial y las métricas de complejidad de los fragmentos las que permiten calcular el tamaño, el área y el número de fragmentos para cada tipo de cobertura, la distribución y densidad fractal de los fragmentos, la complejidad de la forma, la densidad de los

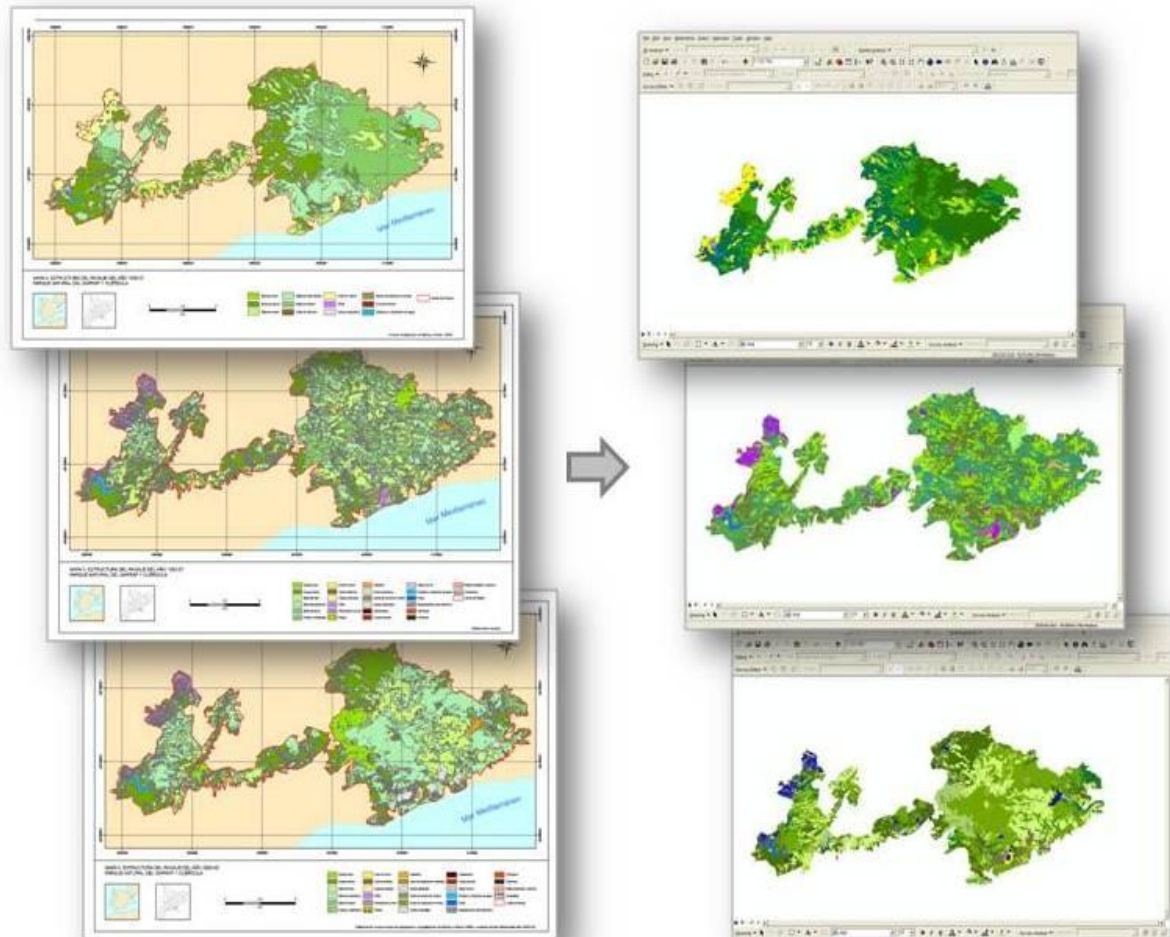
bordes entre diferentes tipos de fragmentos, el aislamiento, la proximidad, el contraste, la dispersión/yuxtaposición, el contagio, la subdivisión y la conectividad, entre otros (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995; McGarigal & Marks, 1994; Ritters *et al.* 1995; Gustafson, 1998; Jaeger, 2000; Turner *et al.* 2001; Burel & Baudry, 2002; Collado & Dellafiore, 2003; Gautam *et al.* 2003; Gustafson *et al.* 2005; Peña-Cortés *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006; Huang *et al.* 2008).

El objetivo de esta primera fase del nivel diagnóstico enmarcada dentro de la propuesta metodológica como la etapa nº5 “*Aplicación de índices*” (véase Figura nº27) consiste en analizar con mayor precisión la información obtenida de las fases anteriores a fin de evaluar y cuantificar la variación espacial y temporal de los patrones paisajísticos. Así, se permite abordar el proceso de fragmentación del paisaje en el área protegida evaluando sus etapas, también las relaciones entre la transformación de los paisajes y la pérdida de la biodiversidad.

El procesamiento del análisis cuantitativo del paisaje en el área estudiada en tres periodos distintos comienza con la aplicación y el uso de los *Sistemas de Información Geográfica (Geographical Information Systems, GIS)*. Asimismo, empleando nuevamente el programa *ArcGis 9.3* y tomando como base la cartografía digital multitemporal de la estructura del paisaje del parque en formato vector, elaborada anteriormente, se plantea construir tres capas digitales de la estructura espacial, correspondientes a cada uno de los periodos elegidos, en formato raster con un tamaño de píxel de 20 metros (véase Figura nº31). La conversión al formato raster es imprescindible para poder implementar una serie de técnicas y métodos de análisis espacial (Mitchell, 1999; Zeiler, 1999).

A continuación, sobre la base de los mapas previamente rasterizados, se calculan los índices espaciales del paisaje más relacionados con el proceso de fragmentación. Se toma como clases definidoras de los fragmentos las clases más representativas entre las cubiertas vegetales y los usos del suelo. Para el cálculo se utiliza la extensión del software *Patch Analyst 4* (Rempel *et al.* 1999) del programa *ArcView (ArcGis 9.3)* y el paquete informático FRAGSTATS (McGarigal & Marks, 1995; McGarigal *et al.* 2002) (véase Figura nº32) considerado el programa más completo y difundido para el cálculo y análisis estadístico, creado en 1995 y continuamente desarrollado por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara Marks de la Universidad Estatal de Oregón y Massachussets en Estados Unidos.

Figura nº31. En la etapa inicial del análisis cuantitativo de la estructura y la fragmentación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola en cada período previamente establecido se convierten los tres mapas vectoriales de la estructura del paisaje del Parque de los siguientes períodos estudiados: 1956-57, 1983-87, 2006-08 (imágenes a la izquierda representan los mapas mencionados colocadas en orden cronológico) a formato raster (imágenes de la derecha). Es importante que la información esté en formato raster para aplicar métodos de análisis espacial empleando los SIG, y de este modo, lograr un estudio completo.

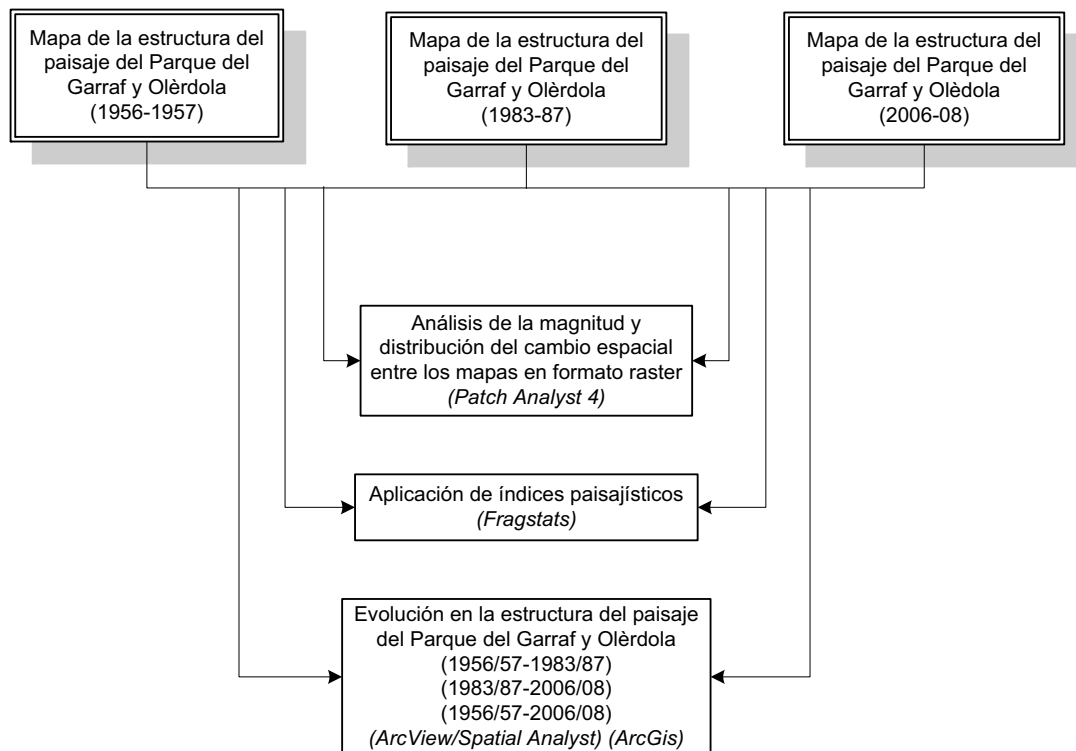


Fuente: Elaboración propia.

Previo al análisis de la variación temporal basada en los resultados obtenidos por medio de la aplicación de los cálculos de métricas espaciales, se plantea realizar un resumen de porcentaje de las superficies de los usos y cubiertas del suelo, distinguidos para el estudio y obtenidos para cada período evaluado empleando la extensión de análisis de configuración del paisaje del software *Patch Analyst 4* (véase Figura nº32). La evaluación y comparación del porcentaje de la superficie de las cubiertas y los usos del suelo son importantes y necesarios porque proporcionan la información de cuales

son los cambios más significativos en el paisaje en un período dado. Adicionalmente, el estudio se complementa por tres matrices de tabulación cruzada comúnmente denominadas “*matrices de cambios*”.

Figura nº32. Medidas y análisis de la fragmentación de paisaje tras aplicación de Fragstats y Patch Analyst 4.



Fuente: Elaboración propia.

Pontius *et al.* (2004) conciben la matriz como una herramienta más práctica de analizar los cambios de usos del suelo en un período de tiempo determinado como paso previo para investigar los procesos que generan estas variaciones. Es importante destacar que el balance de la superficie en cada mosaico paisajístico que indica la matriz de cambios, muestra la evolución de aquellas coberturas que sufrieron transformaciones significativas, y tal y como señalan Sandoval & Oyarzun (2004), su objetivo principal es *identificar la magnitud y distribución del cambio espacial entre dos fechas*. La metodología utilizada para la elaboración de la matriz de cambio consiste en comparar dos capas digitales de datos de dos períodos distintos, ambas representadas en formato raster, superponiéndolas en ArcGis 9.3. De esta manera, la triple combinación de los dos mapas de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (Mapa nº4,

Mapa nº5, Mapa nº6), previamente transformados al formato raster, genera una capa nueva para cada uno de los tres períodos estudiados: 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08, 1956/57-2006/08, en la que mediante el número de coincidencias de cambios entre los dos mapas combinados, se identifica la cobertura de cambios (medida en hectáreas) entre las clases.

Con la información obtenida se procede a realizar el cruce de datos numéricos (Pontius *et al.* 2004; López & Plata, 2009) con la finalidad de obtener la dinámica de cambio en las coberturas y usos del suelo, entre estas fechas. El resultado final de este proceso se representa con una tabla con arreglos simétricos (véase Figura nº33) que contienen en uno de los ejes (filas) los tipos de vegetación y usos del suelo en el año base (*Tiempo 1* en la Figura nº33) que en este caso concreto, corresponde a los períodos de 1956/57 y de 1983/87 respectivamente, y en el otro eje (columnas) los mismos usos y cubiertas del suelo en el segundo período estudiado (*Tiempo 2* en la Figura nº33) que en este caso, representan los datos de los períodos 1983/87 y 2006/08.

Figura nº33. Esquema metodológico de la matriz de tabulación cruzada (matriz de cambios) elaborada para dos mapas de diferentes fechas. Las matrices de cambios para el Parque del Garraf y Olèrdola se elaboran cruzando los mapas de las fechas en cuestión (1956/57, 1983/87 y 2006/08).

Tiempo 1	Tiempo 2					6
	1	2	3	4	5	
1		Clase 1	Clase 2	Clase n	Total T_1
2	Clase 1	P_{11}	P_{12}	P_{1n}	P_{1+}
3	Clase 2	P_{21}	P_{22}	P_{2n}	P_{2+}
4
5	Clase n	P_{n1}	P_{n2}	P_{nn}	P_{n+}
6	Total T_2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+n}	P

Fuente: Pontius *et al.* 2004.

Debido a que las matrices se elaboran para tres períodos distintos (1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08, 1956/57-2006/08), se ha de ampliar las clases correspondientes al período 1956/57 por clases que fueron añadidas en la etapa de la fotointerpretación y digitalización de los períodos posteriores.

A continuación, se cruzan en primer lugar los datos correspondientes al 1956/57 con los del 1983/87, en segundo lugar, los del 1983/87 con los del 2006/08 y finalmente, se elabora una matriz que analiza detalladamente la dinámica de cambio en 50 años aproximadamente, es decir, entre 1956/57 y 2006/08. Las celdas situadas en la diagonal de la matriz representan la superficie (en ha) de cada categoría de cubierta vegetal y uso del suelo que no sufrieron cambios en el período de tiempo considerado (López & Plata, 2009). En cambio, las celdas localizadas fuera de la diagonal principal de la tabla proporcionan la información referente a la superficie (representada en ha) de los cambios sucedidos. En síntesis, los valores que aparecen en la matriz indican el tamaño de las superficies que cambian de uso y el tamaño de las superficies que pertenecen estables en el mismo uso.

Estos datos, a nivel conceptual, deberían ilustrar la magnitud de la transformación, la pérdida de la superficie y la fragmentación de cada una de las clases estudiadas, sin embargo, puedan llevar, según López & Plata (2009), a entendimientos erróneos acerca de la dinámica de los cambios. Además, se ha de tener en consideración que a este análisis de los cambios producidos en un territorio se ha de sumar las causas ambientales y socioeconómicas más recientes que condicionan el uso del suelo actual, y para hacer el conocimiento más profundo, agregar otros cálculos numéricos (métricas o índices del paisaje) que determinan el patrón espacial de cambio.

Por estos motivos y de acuerdo con la metodología empleada al presente estudio, la variación temporal en los patrones espaciales y la identificación de los posibles procesos de la fragmentación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola se realiza mediante el empleo de una serie de índices diseñados a través de los elementos de la estadística espacial aplicados en tres niveles, a saber, el nivel de fragmento, de clase y de totalidad del paisaje, calculados para cada período evaluado. De esta manera, a base de una comparación, se puede identificar los cambios establecidos en niveles distintos, variables en el tiempo, y relacionar su dinámica y su patrón con funciones ecológicas (O'Neill *et al.* 1988; Peña-Cortés *et al.* 2006).

5.5.1. Selección de índices de fragmentación y metodología de cálculo.

Los estudios sobre el proceso de la fragmentación del paisaje desarrollados en el *Capítulo III* del presente trabajo de investigación han demostrado la complejidad del proceso y la variedad de consecuencias que ocasiona, reflejándose tanto en las alteraciones del ambiente físico como en el biogeográfico.

Sin embargo, la fragmentación del paisaje es un proceso que se ha de estudiar particularmente debido a que tiene distinto ritmo y magnitud de desarrollo, y de la escala de estudio, se puede medir a través del empleo de los indicadores espaciales cuantificando los cambios en la estructura espacial (p.ej. relación perímetro/superficie, distribución), refiriéndose a la relación espacial entre los fragmentos individuales (parches) y/o entre sus agrupaciones (clases) presentes en un paisaje o en un paisaje total (Turner *et al.* 2001; Botequilha *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006). Cabe destacar que según varios autores (Forman & Godron, 1986; Turner & Gardner, 1990; Noss, 1990; Ritters *et al.* 1995; Farina, 1998; Frohn, 1998; Turner *et al.* 2001; O'Neill *et al.* 1998; McGarigal & Marks, 1995; Jaeger, 2000; Steenmans & Pinborg, 2000; Burel & Baudry, 2002; Gerger & Turner, 2002; Collado & Dellafiore, 2003; Peña-Cortés *et al.* 2006; Botequilha *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006) su uso resulta de gran utilidad en los estudios ambientales, debido a que proporcionan información acerca de los patrones fragmentados, permitiendo evaluar aspectos como la forma, el tamaño, la dimensión y la conectividad de los fragmentos, la distribución y el tamaño de las clases, la complejidad, la abundancia y la diversidad del paisaje, entre otros.

Actualmente, gran parte de estos índices se aplican en la Biología o la Ecología al analizar el paisaje en función de una especie en particular, debido a que algunos índices, como por ejemplo, de forma o de dimensión fractal, proporcionan la información acerca de las posibilidades de supervivencia.

En definitiva, la combinación de diversos índices es, como señalan en sus estudios Vila i Subirràs *et al.* (2006), fundamental para una correcta interpretación de las características morfológicas de los paisajes y de los patrones paisajísticos, ya que aporta información clave sobre las condiciones y procesos ecológicos.

Bajo este marco de referencias, empleando el programa FRAGSTATS, el software *Patch Analyst 4 (ArcView)* y siguiendo los procedimientos propuestos por McGarigal & Marks (1995) y McGarigal *et al.* (2002) se calcula una serie de métricas e índices espaciales en el contexto de cada fragmento considerado individualmente, de cada clase y del total del mosaico paisajístico cuyas características se describen de manera resumida en la Tabla nº9. A nivel de fragmentos individuales y de clases de cubiertas y usos del suelo se calculan los índices de la configuración espacial como el número, la superficie total por clases, el tamaño y la riqueza de los fragmentos, la dimensión fractal, la distancia al vecino más cercano y la densidad de los bordes.

Tabla nº9. Descripción de los índices de fragmentación del paisaje utilizados en el estudio.

Índice	Abreviatura	Descripción
<i>Área de cada clase de cobertura (en ha)</i>	CA	Calcula el área que ocupa un conjunto total de los fragmentos que constituyen una clase determinada. Esta medida se obtiene sumando el tamaño de los fragmentos para cierto tipo de cobertura.
<i>Superficie total del paisaje (en ha)</i>	TLA	Suma del área de todas los fragmentos que conforman el paisaje.
<i>Número total de parches (fragmentos)</i>	NUMP	El número de los fragmentos, es una medida de la subdivisión o fragmentación de una clase dada ubicada en el paisaje analizado. Este índice es importante en cuanto a los procesos ecológicos, ya que proporciona la información sobre el estado del paisaje.
<i>Tamaño medio de superficie por clase (en ha)</i>	MPS	Relación entre el área ocupada por una clase y el número de fragmentos correspondientes a aquella clase. Estima el tamaño medio de superficie por clases.
<i>Tamaño promedio de los fragmentos (en ha)</i>	MEDPS	Es la mediana del tamaño de los fragmentos.
<i>Índice del fragmento más grande (en %)</i>	LPI	Cuantifica el porcentaje de área cubierto por el fragmento de mayor tamaño de un tipo de clase de usos y cubiertas del suelo respecto al área total del estudio. Se identifica con una medida de dominancia.
<i>Desviación estándar del tamaño del fragmento (en ha)</i>	PSSD (PSCOV)	Medida de la variabilidad de tamaños de los fragmentos y el coeficiente de variación .
<i>Índice de forma promedio</i>	MSI	Es la suma del perímetro dividido por la raíz cuadrada del área para cada fragmento, ajustado por una constante de un círculo estándar.
<i>Dimensión fractal ponderada por área</i>	AWMPDF	Determina la forma promedio de los fragmentos que conforman el mosaico paisajístico.
<i>Dimensión fractal media</i>	MPFD	Calcula el grado de complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro.
<i>Tasas de cambio promedio anual (en ha)</i>	TCCi	Valora la magnitud de cambio en la cobertura de suelo.
<i>Media de la distancia al vecino más cercano</i>	MNN	Medida de proximidad que cuantifica la distancia euclidiana media por clase.
<i>Media del índice de proximidad</i>	MPI	Es un índice de fragmentación de gran importancia ya que calcula el radio que mejor caracteriza la diferencia entre los distintos tipos de vegetación, es decir, mide los valores de una misma clase (uso del suelo) y muestra el grado de fragmentación y conectividad.

Índice de yuxtaposición	IJI	Empleado para evaluar el grado de dispersión. Mide la fragmentación de un mosaico. Se aplica para obtener el porcentaje de adyacencia entre las unidades pertenecientes a la misma clase. Cuando más alto es el valor de IJI, mayor es la complejidad.
Índice de diversidad de Shannon	SDI	Es una medida relativa de la diversidad paisajística (heterogeneidad) a partir de la diversidad de los fragmentos. Cuando más alto es el SDI, mayor variedad en la distribución espacial de categorías en un mosaico.
Índice de equitatividad (distribución y abundancia) de Shannon	SEI	Evalúa la distribución y abundancia espacial de los fragmentos de cada una de las clases paisajísticas. Está concebida como una medida muy importante en cuanto a la fragmentación y heterogeneidad del paisaje.
Índice de diversidad de Simpson modificado	MSDI	Indica el peso de cada cobertura en el total así como su distribución relativa.
Índice de equitatividad de Simpson modificado	MSIEI	Mide la distribución espacial de las categorías en un mosaico paisajístico.
Porcentaje del paisaje	ZLAND	La proporción (en %) de las clases paisajísticas presentes en el área total estudiada.
Riqueza de parches	PR	Este índice equivale al número de diferentes tipos de vegetación existentes en el Parque.
Densidad de riqueza	PRD	Indica la relación entre la riqueza de los fragmentos y el área total.
Borde total para cada clase (en metros)	TE	Perímetro de ecotono a nivel de clase o del conjunto del paisaje.
Densidad de bordes (m/ha)	ED	Perímetro del ecotono en relación con la superficie del paisaje. Valora la densidad de los bordes.
Total de área núcleo (en ha)	TCA	Superficie de hábitat interior correspondiente a nivel de clase o de paisaje.
Media de área núcleo (en %)	MCA	Calcula el promedio de las áreas núcleos basado en el total del área de la clase o del paisaje.

Fuente: Elaboración propia tomando como base a los estudios de McGarigal & Marks (1995) y McGarigal et al. (2002).

A nivel de paisaje, la evaluación se realiza mediante los índices de la estructura y de diversidad, a saber, la suma de los fragmentos de todas las clases presentes en el paisaje, los promedios por fragmentos para las variables del tamaño y la heterogeneidad valorada a partir de la diversidad de fragmentos. Los índices de diversidad de Shannon y Simpson aportan información relevante para poder comparar la evolución del paisaje del parque en tres períodos diferentes. También se estimaron dos índices para medir

la dispersión como son la distancia media al vecino más cercano y el índice de yuxtaposición dispersión.

Los índices de área, superficie, densidad y configuración espacial corresponden a las medidas paisajísticas centradas en las características de la dimensión, el número y la forma de los fragmentos que conforman el área de estudio (McGarigal & Marks, 1995), y de este modo aportan la primera aproximación general de las morfologías de un determinado paisaje (Vila i Subirràs *et al.* 2006). El número, el tamaño, el arreglo o la forma de los fragmentos, según se lo expuesto en los capítulos anteriores (*Capítulo 4.1.2. Teoría de Biogeografía Insular (TBI): la fragmentación del paisaje y la relación entre el tamaño de las áreas y la diversidad de especies, Capítulo 4.4. Atributos de los patrones paisajísticos habitualmente aplicados a los estudios de la fragmentación*) proporcionan la información sobre la composición paisajística (también florística y faunística), que en términos generales, se identifica con el grado de diversidad ecológica y funcional del paisaje y su relación con la conectividad o el aislamiento de los fragmentos.

El **número total de los fragmentos (NUMP)** que corresponde al número de todos los fragmentos que están presentes en un mosaico paisajístico es un índice particularmente sensible en cuanto a la fragmentación del paisaje debido a que otorga información directa sobre sus patrones. En resumen, puede ser acumulativo para todo el paisaje o para cada tipo de cobertura o uso del suelo.

La variación o disminución en el tamaño de los fragmentos es un buen indicador no solo del estado de un paisaje, sino también una forma de conocer las tendencias evolutivas del proceso de fragmentación o regeneración. El **promedio aritmético del tamaño de los fragmentos de un tipo de cobertura dado (MPS) y el tamaño medio de los fragmentos en el paisaje (MEDPS)** se calculan sumando las áreas de todos los fragmentos del tipo de cobertura o de uso correspondiente, dividido por el número de fragmentos del mismo tipo de cobertura (McGarigal & Marks, 1995) aplicando la fórmula siguiente:

$$MPS = \frac{\sum_{k=1}^m Ak}{m}$$

donde,

m= número de fragmentos para un tipo de cobertura que está siendo calculada y para los cuales la media se está calculando y *A_k*= área de los parches del tipo de cobertura analizado.

El índice de parche más grande (LPI) cuantifica el porcentaje del total del área del paisaje compuesta por el fragmento más grande, por lo que puede ser considerado, según Albarrán & Molina (2010), una medida simple de dominancia. Cuando *LPI* se acerca a 0 el fragmento más grande de la correspondiente clase de los fragmentos es pequeño, y al revés, cuando *LPI* tiende a 100 el paisaje consiste en un solo parche del correspondiente tipo.

Dado que el área y la forma de los fragmentos se encuentran altamente correlacionadas con las funciones y los procesos ecológicos, se estimulan para el presente análisis, los índices de forma que indican las diferencias estadísticamente significativas en la complejidad de las formas de los fragmentos a través del tiempo. Entre esta tipología de índices, cabe destacar **el índice de forma promedio (MSI) y los índices de dimensión fractal media (MPDF) y de dimensión fractal ponderada (AWMPDF)**, que son considerados índices muy adecuados para cuantificar la fragmentación de diferentes tipos de paisajes. Mientras que el *MSI* es la suma de todos los perímetros de los fragmentos dividida por la raíz cuadrada del área de los fragmentos para cada clase (McGarigal & Marks, 1995), los índices de dimensión fractal se basan en la relación del área y el perímetro, y de esta manera permiten caracterizar la variación de las formas de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje (Turner & Gardner, 1990). Asimismo, se mide la complejidad del fragmento comparado con una forma estándar (un círculo en cuanto a los datos vectoriales y un cuadrado estándar para los datos en formato raster (McGarigal y Marks, 1995)). El *índice de dimensión fractal* se estimula aplicando la siguiente fórmula:

$$FD = \frac{2 \ln P}{\ln A}$$

donde:

A es el área de cada fragmento.

P su perímetro en metros.

La dimensión fractal toma valores entre 1 y 2. Valores cercanos a 1 indican formas geométricas sencillas como círculos o cuadrados, y valores próximos a 2 indican que las formas se vuelven más complejas (McGarigal *et al.* 2002).

Debido a la variación de las formas, se considera el valor promedio del tamaño de los fragmentos del mosaico paisajístico, es decir, la dimensión fractal ponderada por área de los parches (*AWMPDF*) como una medida importante. Este índice, además

de que permite hacer una comparación temporal, cuantifica la complejidad total del mosaico paisajístico y no solo la irregularidad de los fragmentos individuales.

$$AWMPFD = \frac{\sum_{j=1}^N FD_{ij}}{NP_i} \left[\frac{a_{ij}}{A} \right]$$

donde:

FD_{ij} es la dimensión fractal de cada parche *j* de la clase *i*.

NP_i es el número de parches de clase *i*.

a_{ij} es el área de la clase *i*.

A es el área total del mosaico paisajístico.

Con respecto a la dispersión/adyacencia de los fragmentos se calculan tres índices de proximidad, conectividad y vecindad como **el índice de distancia promedio al parche vecino más cercano (MNN)**, **el índice de proximidad media (MPI)** y **el índice de interdispersión y yuxtaposición (JI)**. Los valores promedios de los dos primeros (*MNN*, *MPI*) calculados a escala de clase y de paisaje, son usuales para cuantificar la configuración del paisaje y aumentan de valor a medida que aumenta la dispersión entre los fragmentos. Así, a través de estos índices se analiza el grado de compactación y fragmentación para cada una de las clases presentes en el paisaje analizado. El *MNN* es un índice de proximidad que fundamentalmente cuantifica la distancia euclidiana en promedio de los fragmentos vecinos que hay entre los fragmentos que pertenecen a la misma categoría. El cálculo se basa en la variación de la distancia de un hábitat de borde hacia el otro para cada fragmento del tipo correspondiente en lugar de entre todos los fragmentos. El índice que produce los valores absolutos y usuales para determinar el aislamiento a nivel de clase de fragmento según el uso, se estima a través de la siguiente fórmula:

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^n MN_{ij}}{NP_i}$$

donde:

MN_{ij} = distancia euclidiana con el vecino más cercano al parche *j* de la clase *i*.

NP_i = total de parche de la clase *i*.

El **índice de proximidad media (MPI)** es otra medida fundamental para poder valorar el grado de fragmentación y conectividad existente entre los distintos fragmentos

de una misma clase o uso de suelo. Los valores obtenidos fluctúan de 0 a infinito. El valor $MPI = 0$ cuando dentro de un radio establecido no existen vecinos que pertenezcan a su misma clase y aumenta cuando los fragmentos más próximos dentro de un radio de búsqueda establecido están ocupados por fragmentos que pertenecen a la misma categoría. Asimismo, los paisajes con valores reducidos indican que se encuentran más fragmentados y aislados que los paisajes con los valores altos. Para calcular el MPI se aplica la siguiente ecuación:

$$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n PROX_{ij}}{NPI}$$

donde:

$PROX_{ij}$ = índice de proximidad para el fragmento j de la clase i .

NPI = total de parches de la clase i .

Otra medida que resulta útil a la hora de evaluar la dispersión a nivel de clase es el *índice de dispersión-yuxtaposición (IJI)*. Este índice permite conocer la configuración espacial de los fragmentos, en sus adyacencias, y el grado de entremezclado de los fragmentos. El IJI presenta los valores más bajos (tienden hacia 0) cuando los fragmentos están distribuidos aleatoriamente en el paisaje o hay pocos fragmentos en el paisaje analizado, y los valores altos (100) cuando la dispersión entre los distintos fragmentos es más homogénea y los fragmentos son distribuidos con equiadyacencia, lo que implica la existencia de una abundancia de fragmentos alta en el área estudiada (Elkie *et al*, 1999; Martínez & González, 2007). En síntesis, debido a que el IJI señala si los fragmentos están agrupados o distribuidos homogéneamente en el mosaico paisajístico es posible evaluar la aglomeración y abundancia de estos fragmentos dentro del paisaje. Para obtener el porcentaje de adyacencia entre los fragmentos pertenecientes a la misma clase, se aplica la siguiente fórmula:

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln 0.5 \cdot m \cdot (m-1)} \cdot 100$$

donde:

e_{ik} = longitud total (m) de bordes en el paisaje entre las clases i y k .

E = longitud total (m) de bordes en el paisaje, excluyendo los límites.

m = número de clases presentes en el paisaje.

Para poder analizar la evolución de la estructura del mosaico paisajístico y determinar la magnitud de cambio entre los periodos evaluados, se emplea **el índice de las tasas de cambio promedio anual (TCC_i)** entre los años estudiados, para cada una de las clases distinguidas (superficies totales calculadas en hectáreas), evaluadas según la siguiente ecuación:

$$TCC_i = \frac{\ln A_{i1} - \ln A_{i0}}{t_1 - t_0} * 100$$

donde:

TCC_i = tasa de cambio promedio, para la clase *i* en el periodo evaluado,

A_{i1} = superficie total de la clase *i* en el paisaje en el tiempo 1,

A_{i0} = superficie total de la clase *i* en el paisaje en el tiempo 0,

(t₁ - t₀) = delta de tiempo entre dos periodos de tiempo evaluados.

La elevada heterogeneidad del paisaje mediterráneo y la explotación agrícola e industrial presente en el Parque han contribuido a conformar un mosaico más heterogéneo y más fragmentado. Como medida de la diversidad que tiene el paisaje de la zona del estudio respecto a su composición, se utilizan **los índices de diversidad de Shannon (SDI) y de Simpson modificado (MSDI), los índices de equitatividad de Shannon (SEI) y de Simpson modificado (MSIEI), y el índice de riqueza de los parches (PR)** calculados a escala de paisaje (McGarigal & Marks, 1995).

El **índice de diversidad de Shannon (SDI)** hace referencia a la diversidad de composición y estructura paisajística en un área con respecto a otra, de tal manera que es posible comparar diferentes paisajes entre sí y un mismo paisaje en diferentes momentos temporales. Su valor depende de la escala de análisis y varía entre 0 e infinito. El **SDI** es próximo a 0 cuando una categoría de uso o cubierta del suelo ocupe todo el área estudiada. En cambio, cuando los valores de **SDI** son más elevados, se aumenta el número y la riqueza de fragmentos de las diferentes clases y la equidad. Para su cálculo se aplica la siguiente ecuación:

$$SDI = - \sum_{i=1}^m P_i * \ln P_i$$

donde: **P_i** es la proporción del paisaje ocupado por la clase *i*.

Los índices de fragmentación a nivel del paisaje permiten caracterizar el conjunto de los fragmentos que conforman un paisaje, y generalmente se calculan para las superficies dentro de las cuales las condiciones son homogéneas. Adicionalmente al *índice de diversidad de Shannon*, se calcula el *índice de diversidad de Simpson modificado (MSIDI)* que es una medida de la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar pertenezcan a parches de clase diferente (McGarigal & Marks, 1995). El *MSIDI* varía entre 0 y 1, cuantificando la diversidad de paisaje a partir de la siguiente expresión:

$$MSIDI = -\ln \sum_{i=1}^n P_i^2$$

Este índice es igual a menos el logaritmo de la suma, de todos los parches de una clase, de la abundancia proporcional de cada parche de esta misma clase al cuadrado. El valor mínimo para este índice es 1 e indica que no hay diversidad en el paisaje. En este sentido, cuanto mayor es el valor, la diversidad paisajística o heterogeneidad también aumenta.

Otras medidas de la diversidad de las clases paisajísticas propuestas para el siguiente análisis son el *índice de distribución y abundancia de Shannon* llamado también como el *índice de equitatividad (SEI)* y el *índice de equitatividad de Simpson modificado (MSIEI)*. El índice *SEI* se refiere a la uniformidad o dominancia espacial de los fragmentos de cada una de las clases paisajísticas tomando como punto de referencia el índice de Shannon. Se calcula a escala de paisaje y toma valores de 0 a 1. Cuando el *SEI* es igual a 0 la distribución y fragmentación del paisaje es baja, lo que significa que el paisaje es totalmente homogéneo y contiene un único fragmento. En cambio, cuando el valor del *SEI* tiende a 1, aumenta la equidad y la distribución del área entre los tipos de fragmentos es más uniforme, por lo que el paisaje es más diverso y fragmentado. Este índice se estima mediante la siguiente fórmula:

$$SEI = \frac{-\sum_i p_i * \ln p_i}{\ln S}$$

donde: *S* es el número de tipos de cobertura
p_i es la proporción del tipo de cobertura ocupada por la clase *i*.

El segundo de los índices que cuantifica la distribución y abundancia es el índice de equitatividad de Simpson modificado (*MSIEI*) que se estima a través de la siguiente ecuación:

$$MSIEI = \frac{-\ln \sum_{i=1}^n P_i^2}{\ln n}$$

donde: *n* es el número total de tipos de parches,
P_i es la proporción del paisaje ocupado por una mancha del tipo *i*.

Como estimación de *P_i*, se considera el área que ocupa un **conjunto total de las áreas de todos los parches de cada clase (CA)**, expresadas en hectáreas, y su **proporción en el área total del paisaje (ZLAND)**. Este último índice corresponde a una media de composición del mosaico midiendo la cobertura total del área del fragmento de interés en el paisaje.

La riqueza de parches (PR) es un elemento importante en cuanto a la variedad de procesos ecológicos, tales como la dispersión, biodiversidad, extensión de los disturbios, entre otros (McGarigal & Marks, 1995), y en este caso particular, equivale a la cantidad de clases de parches presentes en el paisaje. A nivel de paisaje, el *PR* está directamente relacionado con *los índices de distribución y abundancia de Shannon y de Simpson*, ya que la riqueza y la abundancia son superiores en las áreas que presentan una mayor heterogeneidad del paisaje. La relación entre *la riqueza (PR)* y el *área total (TA)* se estima a través del **índice de densidad de riqueza (PRD)** empleando la siguiente fórmula:

$$PRD = \frac{PR}{TA}$$

Debido a que el grado de la fragmentación del un paisaje dado se puede caracterizar por los valores obtenidos en el análisis de la forma, tamaño, distribución y densidad de los fragmentos (Forman & Godron, 1986; Turner *et al.* 1989, 2001; Forman, 1995; McGarigal & Marks, 1995; Ritters *et al.* 1995; Gustafson, 1998; Jaeger, 2000; Burel & Baudry, 2002; Collado & Dellafiore, 2003; Gautam *et al.* 2003; Peña-Cortés *et al.* 2006; Vila i Subirràs *et al.* 2006, Huang *et al.* 2008) se calcula la variabilidad de los tamaños de los fragmentos por medio **del índice de desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos (PSSD)** según la siguiente fórmula:

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[a_i - \frac{\sum_{j=1}^n a_i}{n_i} \right]^2}{n_i}}$$

donde: a = el área de los fragmentos de cada clase y n = número de fragmentos de cada clase.

El *PSSD* toma valores de 0 hacia infinito. Es igual a 0 cuando todos los fragmentos de la misma clase tienen el mismo tamaño o hay solamente un fragmento grande.

Partiendo de un principio que la fragmentación del paisaje se asocia a una reducción de la superficie de los fragmentos, aumento del aislamiento y del efecto borde (Tellería & Santos, 2000), para el presente estudio de investigación se ha seleccionado los índices que permiten hacer los cálculos sobre la amplitud del ecotono o hábitat de borde, en relación con el hábitat interior. No obstante, la fragmentación aumenta la cantidad relativa de hábitat de borde y disminuye la cantidad relativa de área de hábitat interior que, en general, se identifica con el área absoluta o proporcional del fragmento que no sufre el efecto borde y es fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora que exige más en sus requerimientos ecológicos que las especies generalistas presentes en el hábitat de borde (Forman & Godron, 1986). En relación a los bordes, se analizaron a nivel de clase y de paisaje los índices entre los cuales cabe destacar los siguientes: **el total de bordes para cada clase (TE), la densidad de bordes por hectárea (ED), el total de área núcleo (TCA) y la media de área núcleo (MCA).**

La longitud total de borde (*TE*) describe la longitud total de bordes de cada clase por unidad de área y permite la comparación entre unidades de paisaje de tamaño diferente. Es igual a la longitud del margen en relación a cada tipo de fragmento o en relación al total de clases. Para la obtención de sus valores se aplica la siguiente fórmula:

$$TE = \sum_{j=1}^n E_{ik}$$

donde: E_{ik} es la longitud de un fragmento i de la clase k .

La densidad de bordes (*ED*) es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los bordes que corresponden al tipo de parche, dividido por el área total del paisaje (m²), multiplicado por 10.000 (para convertir a hectáreas). Este índice se calcula por medio de la aplicación de la siguiente ecuación:

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$$

donde:

e_{ik} = Longitud total de bordes en el paisaje entre las clases *i* y *k*.

A = Área total del paisaje.

Las métricas de áreas núcleo corresponden a dos índices: *el total de área núcleo (TCA)* y *la media de área núcleo (MCA)*. El *TCA* se representa en hectáreas calculando la superficie de hábitat interior correspondiente a nivel de clase. El *MCA* es el promedio de las áreas núcleo basado en el total del área de la clase o del paisaje y se representa en el porcentaje.

Es importante admitir que la escala seleccionada para el presente estudio de investigación (se trabaja con píxel de 20 metros) impide la posibilidad de aplicar el índice de fragmentación de Steenmans y Pinborg (2000) debido a que, para obtener resultados fiables, en el caso de este índice se ha de trabajar con las escalas mínimas a partir de 1:50.000 cuando los píxeles del área mínima son de 250 metros.

La aplicación de estas diversas métricas e índices enmarca el final de la obtención e interpretación de los resultados, en donde se pretende establecer las características conforme al estado de fragmentación encontrado.

5.6. Diagnóstico y conclusiones

El análisis de la información de los ortofotomapas se desarrolla mediante la utilización de los Sistemas de Información Geográfica, los mismos que permiten elaborar y analizar la información y el cálculo de los índices seleccionados. Existen varias herramientas que se pueden utilizar para la realización de un análisis ambiental, y en este contexto se ha estudiado, mediante los estudios revisados, los métodos más aplicados.

Se ha observado que, en los trabajos llevados a cabo en distintas áreas (nacionales y/o internacionales) como propuestas metodológicas, los métodos más usados fueron los basados en el ArcGis, el Patch Analyst y el software Fragstats. Asimismo, la información recopilada y los métodos aplicados en los estudios revisados nos han servido como base mediante la cual era posible conocer como se ha tratado el problema de la investigación y cuales resultados podríamos esperar. Estas orientaciones nos han permitido basar nuestra investigación sobre los resultados obtenidos mediante la digitalización, mediante la aplicación de los índices y los cálculos de cambio. De esta manera, contamos con los resultados que se pueden expresar de la siguiente forma:

- mapas digitales en formato vectorial y raster,
- datos numéricos obtenidos mediante los cálculos de índices y métricas de estructura y fragmentación del paisaje,
- datos numéricos (en %) de la superficie de distintos usos y cubiertas de suelo distinguidos en el proceso del análisis del paisaje,
- matrices de cambios elaborados al comparar entre sí dos capas digitales de datos de dos períodos distintos (ambas representadas en formato raster).

Los resultados analizados mediante la fotointerpretación y digitalización, así como de la adaptación y actualización de los datos obtenidos mediante los estudios de Muñoz & Rubio (2008) sobre cambio de uso del suelo, nos van a servir para construir una base de datos necesarios para los análisis posteriores enfocados en el problema de la fragmentación del paisaje. Estos datos sirven también como información necesaria para tener una visión fundamental sobre los cambios ocurridos. Esta información nos permita hacer el cálculo de los índices y métricas de la fragmentación.

De acuerdo con los resultados, elaborados sobre los cálculos de índices y métricas del paisaje utilizadas en la propuesta metodológica, se analiza el proceso de la fragmentación. Por lo tanto, la comparación estadística de la información procedente de los cálculos de los índices que se analiza mediante tres escalas: de paisaje, clase y fragmento, es de gran valor, ya que permite obtener los cambios más visibles en el paisaje estudiado.

Además, se alimenta sustancialmente la parte analítica de la investigación sobre el grado de cambio en el paisaje del área mediante la elaboración de las matrices de cambio que permiten conocer la relación entre las variables.

Finalmente, los resultados obtenidos se comparan con la propuesta de Uso y Gestión elaborada para el Parque del Garraf y Olèrdola por Muñoz & Rubio (2008).

Al acabar el estudio, se demuestra en qué grado se haya cumplido la hipótesis y los objetivos de la investigación. Para ello, se propone clasificar un rango del cumplimiento de los objetivos establecidos para el estudio asignando cuatro clases según el porcentaje del cumplimiento tales como: parcialmente, en buena parte, bien y totalmente. Con esta etapa se cierra la parte final denominada diagnóstica.

5.7. Bibliografía específica

- Albarrán A.J., Molina G.Z.,** 2010. *Análisis ecológico de los paisajes del Parque Nacional Yacambú – Andes de Venezuela, usando herramientas de la Geomática.* Universidad Nacional Autónoma de México, México, on-line: <http://www.selper-mexico.org.mx/XT%20PDF/CAMBIO%20DE%20COBERTURA/CC-03.pdf>
- Altamirano A., Echeverría C., Lara A.,** 2007. *Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandina concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile.* Revista Chilena de Historia Natural, Santiago de Chile, Chile, Vol. 80, pp. 27-42.
- Bing Xue, Chen Xing-peng, Huang Yan, Li Youg-jin, Liu Yong,** 2005. *A study on the landscape structure and change of the Valley-City: case of Lanzhou.* National Laboratory of Western China's Environmental Systems, Lanzhou University, Nanjing Normal University, China.
- Bissonette J.A., Storch I.,** 2002. *Fragmentation: Is the Message Clear?* Conservation Ecology, New York, USA, Vol. 6(2), pp. 14. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/atr14>
- Botequilha A., Miller J., Ahern J., McGarigal K.,** 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook.* Island Press, Washington, USA.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Ng P.K.L.,** 2003. *Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore.* Nature, United Kingdom, Vol. 424, pp. 420–423.
- Brown K.S, Hutchings R.W.,** 1997. *Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies,* In: Laurance, W. F. & Bierregaard R.O. (Eds.) Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago, Chicago, USA, pp. 91-110.
- Burel F., Baudry J.,** 2002. *Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones.* Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Carr L.W., Pope S.E., Fahrig L.,** 2002. *Impacts of landscape transformation by roads.* In: Gutzwiller, K.J. (Ed.), Concepts and Applications of Landscape Ecology in Biological Conservation. Springer-Verlag, New York, USA.
- Cebrian J.A., Mark D.,** 1986. *Modelos topográficos digitales en Métodos cuantitativos en Geografía: enseñanza, investigación y planeamiento.* A.G.E., Madrid, España, pp. 292-334.

- Chmielewski J.M.**, 2001. *System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę*. Politechnika Lubelska, Lublin, Polska, pp. 193-194.
- Collado D., Dellafiore C. M.**, 2003. *Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población Del Venado De Las Pampas en el Sur de la Provincia de San Luis*. Revista de Investigaciones Agropecuaria, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Inta), Buenos Aires, Argentina, pp. 17.
- Elena-Roselló R., Bolaños F., Camacho G., González-Ávila S., Yáñez A.**, 2003. *Informe final del convenio análisis de la dinámica espacial y temporal de los paisajes rurales españoles*. Inédito, DGCONA-Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Echeverry M.A., Rodríguez J.M.**, 2006. *Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira*, Risaralda Colombia. Scientia el Tecnica Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, Año XII, N°30, pp. 405-410.
- Echeverría C., Comnes D., Salas J., Rey-Benayas J.M., Lara A., Newton A.**, 2006. *Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 130, pp. 481-494.
- Elkie P.C., Rempel R.S., Carr A.P.**, 1999. *Patch Analyst User's Manual. A Tool for Quantifying Landscape Structure*. NWST Technical Manual TM-002, CNFER, Ontario, Canada.
- Fahrig L.**, 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics, California, USA, Vol. 34, pp. 487-515.
- Farina A.**, 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall Ltd., London, UK, pp. 235.
- Fischer J., Linder Mayer D.B.**, 2005. *Nestedness in fragmented landscapes: a case study on birds, arboreal marsupials and lizards*. Journal of Biogeography, New York, USA, Vol. 32, Issue 10, pp. 1737-1750.
- Fisher J., Lindenmayer D.B.**, 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. Global Ecology and Biogeography, New York, USA, Vol. 16, pp. 265-280.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Principles and methods in landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA, p. 619.
- Forman R.T.T.**, 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frohn R.C.**, 1998. *Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems*. Lewis Publishers, Los Angeles, California, USA, pp. 99.
- Fuentes E.**, 1990. *Landscape change in Mediterranean-type habitats of Chile: patterns and processes*. In: Zonneveld I. & Forman. *Changing landscapes: an ecological perspective*. Springer-Verlag, New York, USA, pp. 165-190.
- Galindo J.**, 2007. *Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos; el caso de los murciélagos de los Tuxtlas, Veracruz*. (En: *Tópicos de sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*, Editores: Sánchez Rojas G. & Rojas Martínez A., Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, pp. 97-114.
- Gallegos A., Abundio E., Carvajal S., Espinosa A., Hernández J.**, 2006. *Variación en la tipología del cambio de uso del suelo en el área de protección de flora y fauna "La Primavera" para el periodo 1980-2002*. Scientia-CUCBA, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, N° 8, pp. 171-179.
- Gautam A.P., Webb E.L., Shivakoti G.P., Zebisch M.A.**, 2003. *Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal*. Agriculture, Ecosystems & Environment, Zürich, Switzerland, Vol. 99, pp. 83-96.
- Gergel S.E., Turner M.G.**, 2002. *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques*, Springer-Verlag, New York, USA, pp. 316.

- Gilbert K.A.**, 2003. *Primates and fragmentation of Amazon forest*. En: Marsh L.K. (ed.) *Primates in Patches: Ecology and Conservation*, Kulwer Academic/Plenum Press, New York, USA, pp. 145-157.
- Grez A., Busamante R., Simonetti J., Fahrig L.**, 1998. *Landscape ecology, deforestation and forest fragmentation: the case of the Ruil forest in Chile*. In: Salinas E. & Middleton J., 1998. *La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina*. Revista digital del Grupo de Estudios sobre Geografía y Análisis Espacial con Sistemas de Información Geográfica (GESIG). Programa de Estudios Geográficos (PROEG). Universidad Nacional de Luján, Argentina.
- Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G., O'Neill R.V.**, 1987. *Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 1, pp. 19-28.
- Goparaju L., Tripathi A., Jha C.S.**, 2005. *Forest fragmentation impacts on phytodiversity - An analysis using remote sensing and GIS*. *Current Science*, Bangalore, India, Vol. 88, N° 8, pp. 1264-1274.
- Guiraud A.R., Matteucci S.D., Morello J., Alonso J., Herrera J., Abtamson R.R.**, 2005. *Efectos de la fragmentación sobre la riqueza y abundancia de aves en la Selva Atlántica de Argentina. Un análisis preliminar en parches grandes y pequeños*. Instituto Nacional de Limnología y Facultad de Humanidades y Ciencias (UNL), Santa Fe, Argentina.
- Gurrutxaga M.**, 2004. *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial*. Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia/Servicio Central de Publicaciones de Gobierno Vasco, (Informes Técnicos 103), Victoria-Gasteiz, España.
- Gustafson E.J.**, 1998. *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?*. *Ecosystems*, New York, USA, Vol. 1, N° 1, p. 143-156.
- Gustafson E.J., Radeloff V.C., Potts R.**, 2005. *The relationship between environmental amenities and changing human settlement patterns between 1980 and 2000 in the Midwestern USA*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 20, pp. 773-789.
- Haila Y.**, 2002. *A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology*. *Ecological Applications*, New York, USA, Vol. 12, pp. 321-334.
- Hobbs R.J., Yates C.J.**, 2003. *Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic*. *Australian Journal of Botany*, Victoria, Australia, Vol. 51, pp. 471-488.
- Huang J., Lin J., Tu Z.**, 2008. *Detecting spatiotemporal change of land use and landscape pattern in a coastal gulf region, southeast of China*. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Republic of China.
- Jaeger J.A.G.**, 2000. *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation*. *Landscape ecology*, Springer, USA, Vol. 15(2), pp. 115-130.
- Margalef R.**, 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Margalef R.**, 1997. *Our Biosphere*. Ecology Institute. Oldendorf/Luhe, Germany.
- Martín A.L., Álvarez C.F., Uribe S.I., Morales M.**, 2008. *Dinámica temporal del patrón del paisaje en el área de la hidroeléctrica Porce II, (Antioquia, Colombia) de 1961 al 2001*. Boletín de Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia, N° 23, pp. 33-42.
- Martínez J., González M.V.**, 2007. *Valoración paisajística y ecológica de la Alcarria Conquense: su integración en un índice sintético de sostenibilidad*, Instituto de Economía y Geografía (CSIC). XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica - Sociedad Iberoamericana de SIG, Madrid, España, pp. 16.
- Marull J., Mallarach J.M.**, 2004. *A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain)*. *Landscape and Urban Planning*, Oxford, UK, vol.71, pp. 243-262.

- Mas J.F.**, 1998. *Deforestación y fragmentación en la región de la Laguna de Términos, Campeche: un análisis del período 1974-1991*. Memorias de la IX Reunión Nacional SELPER-México, México.
- Mas J.F., Correa Sandoval J.**, 2000. *Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México*. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México, N° 43, pp. 42-59.
- McGarigal K., Marks B.J.**, 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351., Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, USA, p. 122.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E.**, 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, USA.
- Medley K, Picket S., McDonell M.J.**, 1995. *Forest-landscape structure along and urban-to-rural gradient*. Professional Geographer, New York, USA, Vol. 47, pp. 159-168.
- Mitchell A.**, 1999. *GIS Analysis. Geographic patterns and relationship*. Vol.1, ESRI Press, Redland, California, USA.
- Moizo M.P.**, 2004. *La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología del Paisaje*. Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, N° 4, pp. 1-24.
- Moss M.R.**, 2000. *Interdisciplinarity, landscape ecology and the 'Transformation of Agricultural Landscapes'*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 15, pp. 303-311.
- Munroe D.K., Nagendra H, Southworth J.**, 2007. *Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras*. Science Direct, Landscape and Urban Planning, New York, USA, Vol. 83, pp. 154-167.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Noss R.F.**, 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. Conservation Biology, New York, USA, N° 4, pp. 355-364.
- Lindenmayer D. B., Fischer J.**, 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, USA.
- López, V.H., Plata W.**, 2009. *Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000*. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México, N° 68, pp. 85-101.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B, Christensen S. W., Dale V.H., Graham R.L.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 1, pp. 153-162.
- Ortega C.A., Villavicencio R., Gallegos A., Santiago A.L.**, 2005. *Análisis de la fragmentación forestal del área de protección de flora y fauna "Sierra de Quila" en el Estado de Jalisco, utilizando sistemas de Información Geográfica (SIG)*. Avances en la Investigación Científica en el CUCBA, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, pp. 135-140.
- Peña J., Bez Jonet A., Bellot J., Sánchez J.R., Eisenhuth D., Hallett S., Aledo A.**, 2007. *Driving forces of land-use change in a cultural landscape of Spain. A preliminary assessment of the human-mediated influences*. En: E.Koomen et al. (eds.) Modelling Land-Use Change, Springer, USA, pp. 97-115.
- Peña-Cortés F., Rebolledo G., Hermosilla K., Hauenstein E., Bertrán C., Schlatter R., Tapia J.**, 2006. *Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenta costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales*. Ecología Austral, Vol. 16, Asociación Argentina de Ecología, Buenos Aires, Argentina, pp. 183-196.
- Pinto J.**, 2006. *Evolución del paisaje y estado de conservación de la Reserva Forestal El Choré. Kempffiana*, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Bolivia, N° 2, pp. 45-56.

- Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G., Ritcher H.E.**, 2000. *Biodiversity conservation at multiple spatial scales: Functional sites, landscapes and networks*. Bioscience, Reston, VA (USA), Vol. 50(2), pp. 133-146.
- Pontius Jr. R.G., Shusas E., McEachern M.**, 2004. *Detecting important categorical land changes while accounting for persistence*. Agriculture, Ecosystems and Environment, Massachusetts, USA, N° 101, pp. 251-268.
- Prigogine I., Stengers I.**, 1984. *Order out of chaos: Man's new dialogue with nature*. Bantam, New York, USA.
- Rempel R.S., Carr A., Elkie P.**, 1999. *Patch Analyst and Patch Analyst (Grid) Function Reference*. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Rindfuss R.R., Walsh S.J., Turner B.L., Fox J., Mishra V.**, 2004. *Developing a science of land change: challenges and methodological issues*. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, Washington, USA, Vol. 101, pp. 13976–13981.
- Ritters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wicham J.D., Yanki J.D., Jones K.B., Jackspm B.L.**, 1995. *A factor analysis of landscape pattern and structure metrics*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 10, pp. 23-39.
- Romero M.**, 2005. *Análisis de los cambios en la estructura del paisaje de l'Alta Empordà en el período 1957-2001*. Universidad de Girona, Girona, España.
- Sandoval V., Oyarzun V.**, 2004. *Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo. Modelling and prognosis of the spatial change in land use*. Revista de Ciencia Forestales, Quebracho, Argentina, N° 11, pp. 9-21.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R.**, 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. Biological Conservation, Blackwell Scientific Publications (BSP), Australia, Vol. 5, pp. 18-32.
- Schmiegelow F.K.A., Monkkonen M. M.**, 2002. *Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12(2), pp. 375-389.
- Solé R.V., Alonso D., Saldaña J.**, 2004. *Habitat fragmentation and biodiversity collapse in neutral communities*. Ecological Complexity, Elsevier, California, USA, pp. 65–75.
- Southworth J., Nagendra H., Tucker C.**, 2002. *Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change*. Landscape Research, Oxford, UK, Vol. 27, pp. 253-269.
- Steenmans C., Pinborg U.**, 2000. *Anthropogenic fragmentation of potential semi-natural and natural areas From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union*. Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities. Disponible, En: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch5.htm>
- Steinhardt U., Herzog F., Lausch A., Muller E., Lehmann S.**, 1999. *Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation*. En: Pykt Y, Hyatt D & Lenz R (eds) Environmental indices, system analysis approach, EOLSS Publications, Oxford, United Kingdom, pp. 237-254.
- Tellería J.S., Santos T.**, 2000. *Fragmentación de hábitat forestales y sus consecuencias*. En: Zamora R., Puignare F.I. (Eds) Ecosistemas mediterráneos. Análisis Funcional. CSIC. Asociación española de ecología terrestre. Textos Universitarios, Alicante, España, pp. 293-318.
- Turner M.G.**, 1990. *Spatial and temporal analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology, Springer, USA, N° 4, pp. 21-30.
- Turner M.G., Gardner R.H., Dabe V.H., O'Neill R.V.**, 1989. *Predicting the spread of disturbance across heterogenous landscapes*. Oikos, Vol. 55, pp. 323-353.

- Turner M., Gardner R.**, 1990. *Quantitative methods in landscape ecology: an introduction*. En: Turner M., Gardner R. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Ecological Studies 82, Springer Verlag, New York. USA, pp. 3-13.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T.**, 1989. *Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape patterns*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 4, pp. 21-30.
- Turner M.G., Gardner R., O'Neill R.**, 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer-Verlag, New York Inc., pp. 401.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.H.**, 1987. *Landscape ecology*. *Bioscience* 37, USA, pp. 119-127.
- Velázquez A., Mas J.F., Palacio J.L.**, 2002. *Análisis del cambio de uso del suelo*. Convenio INE-IGg (UNAM). Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México (UNAM), México.
- Vila i Subirós J., Varga D., Llausàs A., Ribas A.**, 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en la ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Documents d'Anàlisi Geogràfic 48, Universitat de Girona, Girona, España, pp. 151-166.
- Villavicencio R., Santiago A.L., Gallegos A., Ortego C.A.**, 2006. *Análisis temporal de la fragmentación forestal y estructura del paisaje en espacios protegidos*. Departamento de Producción Forestal, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, <http://www.cucba.udg.mx/forestal/>
- Waldhardt R.**, 2003. *Biodiversity and landscape-summary, conclusions and perspectives*, Agriculture, Ecosystems and Environment, Massachusetts, USA, N° 98, pp. 305-509.
- Wiens J.A.**, 2009. *Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation*, *Landscape Ecology*, Springer, USA, N° 24, pp. 1053-1065.
- Wilcove D.S., Mc Lellan C.H., Dobson A.P.**, 1986. *Habitat fragmentation in the temperate zone*. En: *Conservation Biology*, Ed. Solué M.E., Sunderland, pp. 237-256.
- Wu J., Hobbs R.**, 2002. *Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 17, pp. 355-365.
- Zeiler M.**, 1999. *Modelling our world*. ESRI Press. Redland, California, USA.
- Zheng D., Walling D., Hao Z.**, 1997. *Rates and pattern of landscape change between 1972 and 1988 in the Chinghai mountain area of China and north Korea*. *Landscape Ecology*, USA, Vol. 12, pp. 241-254.

Material adicional:

Cartografía dels espais naturals protegits de Catalunya facilitado por el Departament de Medi Ambient (Generalitat de Catalunya): <http://www20.gencat.cat/portal/sitedmah/menuitem.198a6bb2151129f04e9cac3bb0c0e1a0/?vgnnextoid=5f4192634ed47210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=5f4192634ed47210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

Classificació dels usos del sòl a Catalunya (1987, 1992, 1997, 2002) publicados en el formato MiraMon por el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya <http://dmah.nexusgeografics.com/>

CORINE Land Cover" (CLC): <http://www.epa.ie/whatwedo/assessment/land/corine/>

CAPÍTULO VI
RESULTADOS

El análisis de los patrones de fragmentación del paisaje se llevó a cabo a través del cálculo de una serie de índices y métricas espaciales del paisaje, utilizando el programa *FRAGSTATS* (McGarigal & Marks, 1994; McGarigal *et al.* 2002) y el software *Patch Analyst 4* (extensión de *ArcView*, *ArcGIS*). Asimismo se analizaron, por un lado, las características cuantitativas de carácter espacial que analizaron tanto la estructura y configuración como la complejidad de las formas y del tamaño, la distribución/arreglo y la densidad de los fragmentos, la proximidad, la distancia del vecino más cercano y la dispersión (yuxtaposición), entre otros. Por otra parte, también se estudiaron las características cualitativas con el fin de determinar la composición del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola aplicando índices de carácter no espacial como son los de diversidad y de riqueza. Los índices seleccionados describen el proceso de evolución, transformación y fragmentación del paisaje a partir del análisis de cada cubierta y uso del suelo de los mosaicos paisajísticos correspondientes a cada uno de los tres períodos establecidos. Debido a que el software *FRAGSTATS* y su implementación *Patch Analyst 4* permiten analizar la información espacial en tres niveles jerárquicos caracterizando los fragmentos dentro de una determinada clase, las clases y la totalidad del paisaje, se enfocó el estudio de la fragmentación desde los tres niveles. De este modo, se analizaron las propiedades tipológicas de paisaje por medio del análisis de sus elementos (número, dimensión, forma, tamaño, aislamiento o proximidad a elementos semejantes, etc.), y también, las distintas clases de las cubiertas y usos del suelo, así como las propiedades del área total (proporción, diversidad y riqueza o arreglo espacial de los elementos que lo componen).

El empleo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el estudio de la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola ha permitido, no sólo vincular la configuración y la dinámica del paisaje actual con los procesos de cambio de la cubierta y los usos del suelo en los últimos cincuenta años, sino también representar cartográficamente dicha evolución señalando, con una gran precisión, las zonas de cambios en el paisaje respecto a la fragmentación del mismo. De esta manera, por medio de la combinación de la tecnología SIG con el análisis cuantitativo de distintas variables,

se ha llevado a cabo el cálculo de índices y métricas del paisaje seleccionados para el estudio; también se ha construido una base de datos numéricos que ha servido tanto en la elaboración cartográfica como en la de las matrices paisajísticas. No obstante, el uso de las distintas herramientas aplicadas y avances tecnológicos derivados de poder procesar un gran número de datos relativos a la configuración, composición y estado del paisaje del parque, han permitido fortalecer los pasos que se realizaron de acuerdo con la propuesta metodológica.

Para cumplir con los objetivos, a continuación, se exponen los resultados obtenidos de la aplicación de los índices numéricos y de las métricas del paisaje aplicados a nivel de fragmento, de clases y de paisaje; posteriormente se detecta, por medio del análisis cartográfico basado en la comparación de mapas temáticos de la estructura del paisaje, el alcance de la fragmentación y transformación del paisaje en el área de estudio acaecido durante el período comprendido entre 1956/57 y 2006/08; y, por último, se elaboran las matrices de cambio, que permiten conocer la dinámica en la evolución y la magnitud de los cambios en la ocupación del suelo durante el período evaluado. Finalmente, para verificar los resultados y fortalecer el estudio, se efectúa un análisis comparativo con la Propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por Muñoz & Rubio (2008) por encargo de la Diputación de Barcelona.

El cálculo de los índices se ha realizado teniendo en cuenta todas las clases de cobertura y usos del suelo distinguidas; sin embargo, el análisis detallado de las métricas aplicadas se ha centrado especialmente en 10 clases principales entre las que se destacan las clases de coberturas varias y de los suelos desnudos unidos junto con el afloramiento rocoso. Las coberturas varias se componen por aquellos cuerpos vegetales naturales o artificiales, que cubren la superficie del suelo y que, por lo tanto, pueden originarse en ambientes generalmente naturales como resultados de la evolución ecológica (matorral claro, matorral semidenso, matorral denso, bosque claro, bosque denso) o en ambientes artificiales creados y mantenidos por el hombre (cultivos varios, prados y herbáceas, cultivos leñosos, viñas, etc.). El embalse como cobertura, a pesar de que su superficie aumenta sobre todo en el primer período de estudio, no ha sido muy significativo, lo que hace que no se haya decidido seleccionar a esta clase para el análisis detallado.

En el proceso de análisis de los resultados se ha buscado tener una aproximación válida del estado de los ecosistemas de los mosaicos paisajísticos correspondientes al área de estudio en los tres períodos establecidos. En cuanto a la elaboración del material (cartográfico y estadístico), se ha de tomar en consideración aquellos elementos

esperados que han resultado más positivos y fáciles en el proceso de la aplicación metodológica, por ejemplo la comparación de los mapas de la estructura del paisaje del parque o el análisis de algunos índices de configuración (el número de fragmentos, la distancia entre los fragmentos o la variación de su tamaño, entre otros), así como aquellos que han provocado unas dificultades o problemas en el proceso del análisis. Sin duda alguna, la misma escala de estudio así como la aplicación en el proceso de digitalización de la misma clasificación de las clases de cubiertas vegetales y usos de suelo han sido de gran ayuda. Por otra parte, cabe destacar un conjunto de acciones que han aparecido durante el proceso de la investigación constituyendo, por diversos motivos, varias dificultades.

6.1. Problemas de la aplicación metodológica.

Durante el desarrollo de una serie de fases y etapas metodológicas, estructurados en tres niveles dentro del esquema metodológico (teórico/práctico, analítico y diagnóstico), aparecieron distintos problemas de investigación.

Puesto que los elementos del mosaico paisajístico y sus relaciones se establecen a partir de la escala del análisis, la selección de la escala adecuada para el estudio ha sido un problema importante. La escala de análisis determina el tamaño mínimo de los elementos del paisaje y condiciona los resultados de los estudios métricos de su estructura (Turner *et al.* 1989, Turner & Gardner, 1990). La escala, según Castro (2002), ya sea espacial o temporal, se basa en dos conceptos principales: la resolución y la extensión. La resolución que es la componente de la escala más conocida y corresponde al tamaño mínimo de la unidad espacial o temporal de análisis. La extensión espacial que es el espacio cartografiado, constituye la componente de la escala que se obtiene desde la visión de la relatividad del espacio. En este sentido, el territorio no es un escenario sino un elemento más del análisis. Según señalan O'Neill *et al.* (1988), la resolución, en los estudios del paisaje, deber ser varias veces menor que el tamaño de los elementos de interés. Desde este punto de vista, debido a que el elemento de interés corresponde a los distintos fragmentos de cobertura vegetal o uso de suelo, y que algunos de ellos tienen tamaños relativamente pequeños, la escala elegida para el presente estudio de investigación debería permitir el análisis a nivel de cierto detalle. Cabe anotar que la selección de escala de estudio concierne también a los mapas vectoriales transformados al formato raster ya que la información espacial del inventario de los usos del suelo o de la vegetación puede variar en función del tamaño del píxel establecido.

A lo largo del desarrollo de la segunda etapa según el esquema metodológico del presente estudio de investigación (nivel analítico), en la cual se construía la base de datos necesaria para la elaboración de los mapas digitales, aparecieron unos problemas técnicos.

La fuente de información que se ha utilizado en el proceso de la elaboración cartográfica (mapas de la estructura de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola) corresponde a las fotografías aéreas capturadas en los años 1956-57, los ortofotomapas en blanco y negro de los años 1983, 1986 y 1987 y los ortofotomapas a color del 2006 y del 2008. Tanto las ortofotomapas (analógicos y digitales) como las fotografías aéreas constituyen un valioso documento que contiene la información sobre múltiples aspectos del territorio pero, al mismo tiempo, presentan el problema de gran tamaño de los ficheros (27 MG cada uno). Debido a que todo el área del parque cubren unas 60 ortofotomapas, la velocidad de lectura, el manejo de la base de datos, en cuanto a la digitalización, ha sido dificultado.

Otro problema que apareció durante esta etapa de análisis concierne a la diferencia temporal del material utilizado en el segundo período de estudio. A consecuencia de que las ortofotomapas del mismo año (1983, 1986, 1987) casi no coincidían, la fotointerpretación y digitalización conllevaba un cierto grado de incertidumbre. En este aspecto las dificultades se vincularon a que los límites de las distintas coberturas de un ortofotomapa no tenían su continuidad en la hoja siguiente. Es decir, al interpretar visualmente y digitalizar las ortofotomapas de los años 1983, 1986 y 1987 se había de tomar en consideración que los límites podían cambiarse a lo largo del tiempo. Asimismo, solía pasar que la cubierta vegetal o el uso del suelo que aparecía en el ortofotomapa del 1983 no tenía su continuación en la hoja siguiente captada en el año 1987. Estos problemas, aunque en menor grado, aparecieron también en la fotointerpretación de los ortofotomapas digitales de color de 2006 y 2008.

El proceso de la digitalización de la información es un proceso delicado y prudente que requiere mucha paciencia y minuciosidad. Durante la digitalización aparecieron otros problemas, entre los cuales destacan los problemas de la geometría de los elementos, de las visibles diferencias en el tono y luminosidad de los ortofotomapas y del establecimiento de una clasificación homogénea y válida para los tres períodos de estudio.

Debido a que las fotografías aéreas y los ortofotomapas del período 1983-1987 son capturadas en blanco y negro, los ambientes, tanto de origen natural como antrópico, fueron definidos a través de su forma, textura y tono. En cuanto a los problemas de la

geometría de los elementos, se ha encontrado las dificultades en la interpretación de las áreas agrarias abandonadas (en las cuales se empezaba notar el proceso de la sucesión ecológica) cuyos límites eran demasiado lineales o de las áreas transformadas en las zonas de los cultivos leñosos o de viñas sin los límites claramente establecidos. También eran problemáticas las áreas sin cobertura o con poca cobertura vegetal, pero con límites lineales. Estas dificultades aumentaban las múltiples diferencias en la tonalidad y luminosidad de las fotos y ortofotos del mismo período de análisis. No obstante, lo que en un ortofotomapa aparecía como, por ejemplo, matorral denso, en la siguiente tenía una tonalidad correspondiente a un bosque denso. Solía pasar lo contrario y lo que en una imagen aparecía como el matorral denso, en la siguiente tenía el tono de un matorral claro.

El último problema que apareció durante el proceso de la fotointerpretación y digitalización correspondía al establecimiento de una clasificación válida para la elaboración de los mapas de la estructura del paisaje del área de estudio. Así, los criterios de la clasificación se han basado en las propiedades de la vegetación (fisonómicas y estructurales, florísticas y de mosaicidad), a los que se añadieron otros criterios basados en las propiedades geológicas, hídricas o morfológicas, así como ajenas a los elementos naturales y vinculadas con las actividades antrópicas. La primera clasificación no era completamente compleja y, debido a que el paisaje mediterráneo se caracteriza por ser muy variado y en constante cambio, aparecieron, a lo largo del tiempo, otras categorías que no eran equivalentes a las ya existentes. Por lo tanto, cuando se procedió a la realización del segundo mapa de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (correspondiente al período 1983-1987) la clasificación no era lo suficientemente amplia. El problema que se ha encontrado a la hora de la clasificación era el notable aumento de las clases de procedencia antrópica presentes en el paisaje debido al aumento de la heterogeneidad y presión humana. Así, aparecieron nuevas clases entre las cuales cabe destacar: al vertedero, las urbanizaciones, las carreteras, el vía férrea o los equipamientos radio-eléctricos. No obstante, el número de las clases diferenciadas dependió del grado de complejidad y de los criterios previamente establecidos.

En el proceso de análisis de la estructura paisajística se ha de tener en cuenta dos cuestiones importantes, es decir, cual es la escala de análisis y cuáles son los criterios establecidos. Debido a que de la escala depende el nivel de detalle, un criterio puede descomponerse en varios indicadores diferentes en función de la necesidad de estudio. En este sentido, ambas variables son imprescindibles para poder seleccionar los índices adecuados al estudio. Y, utilizando como ejemplo y criterio de valoración los bosques

claros o los matorrales densos, los indicadores correspondientes serían el tamaño, la forma, la diversidad, etc., y dependían de la escala seleccionada. Por lo tanto, el conjunto de índices debe definirse de tal forma que permita la evaluación a este nivel de detalle que describe el mejor el criterio seleccionado. Y aquí, durante la tercera etapa de la propuesta metodológica que corresponde a nivel diagnóstico, se encontraron los problemas de la selección de las métricas e índices necesarios.

El uso de los índices y métricas del paisaje se ha popularizado, aunque existe bastante polémica con respecto a su significado ecológico, sensibilidad y aplicabilidad.

Desde la década de 1980, cuando la ecología del paisaje comenzó a popularizarse, se generaron los primeros índices y métricas del paisaje que han surgido de la necesidad de cuantificar las propiedades de un territorio que afectaban a los procesos biológicos y sociales, por ejemplo la fragmentación de hábitats (Mateucci & Silva, 2005). A partir de los años 90 del siglo XX aparecieron los índices aplicables a escala paisajística. Estos índices permitieron evaluar la funcionalidad del paisaje, así como las alteraciones en cuanto a los diferentes componentes del paisaje, los flujos y los procesos que lo caracterizaban (O'Neill *et al.* 1988; Turner *et al.* 1990; Jones *et al.* 1997; Martín *et al.* 2008). Así, los índices fueron empleados con el propósito de encontrar las correlaciones entre los patrones y procesos, así como para evaluar los cambios de cubiertas y usos del suelo; también para describir y comparar las áreas. Recientemente, se utilizan los índices más bien para el concepto de la conectividad y el intercambio entre poblaciones especialmente separadas (Simberloff *et al.* 1992; Hanski, 1999; Virgós, 2001; Wu *et al.* 2002; Callado & Dellafiore, 2003; Gautam *et al.* 2003; Gallindo, 2007), aunque se ha comenzado a aplicarlos a sistemas humanizados, es decir, a aquellos convertidos parcial o totalmente a actividades productivas, tales como la ganadería, la forestación, la agricultura o la urbanización (Pickett *et al.* 2001).

Dado que existen una cuantas decenas de índices, desarrollados en su mayoría para el estudio de la fragmentación de los sistemas naturales y sus consecuencias sobre procesos ecológicos, como la productividad de los ecosistemas, los ciclos biogeoquímicos, la dinámica poblacional que afecta a la biodiversidad y otras propiedades de los sistemas naturales (McGarigal *et al.* 2002), la selección de los índices para el presente estudio de investigación ha sido problemática, ya que no existe un acuerdo común respecto de cuáles de estas medidas de configuración reflejan mejor las funciones o procesos, ni si realmente las reflejan (Tischendorf, 2001; Li & Wu 2004).

Por lo tanto, si se concibe la fragmentación del paisaje como la división de un hábitat originalmente continuo en fragmentos remanentes inmersos en una matriz los

índices de fragmentación reflejan los patrones y tendencias espaciales de los ecosistemas. Y, tomando en consideración los elementos del medio distinguidos y las influencias antrópicas en el territorio del parque, la cantidad de datos, los procesos y las relaciones que se ha de manejar aparecen los problemas y dilemas cuales de los datos son más importantes. Para evitar este problema se buscó tener una aproximación compleja cuya interpretación no generaría más problemas que los que se trataba de resolver. Por esta razón, los índices seleccionados para el estudio son indicadores de estado que ofrecen una visión de la composición y configuración de los ecosistemas, valoran las características relacionadas con la dinámica y los patrones espaciales del paisaje y permiten identificar la evolución de la estructura del paisaje a nivel de parche (fragmento), de clase y de paisaje mismo.

Entre unos de los problemas encontrados a la hora de la aplicación de los índices seleccionados para el presente estudio de investigación era el problema de que los índices de fragmentación propuestos para el análisis no se han considerado aplicables sobre los espacios antrópicos, por ejemplo las zonas urbanas o industriales. Los indicadores referentes a la estructura y el funcionamiento del paisaje habitualmente están relacionados con los indicadores basados en las especies y los ecosistemas. En este contexto, las zonas transformadas de uso antrópico, no incorporaron la información referente a las relaciones entre las especies y los hábitats que ocupan debido a las implicancias que pueden tener en la protección de los ecosistemas naturales del parque.

Tampoco se ha podido aplicar el índice de Steenmans & Pinborg (2000), comúnmente utilizado en los estudios de la fragmentación paisajística. El problema en la aplicación de este índice de fragmentación consiste en el que fue pensado para aplicarlo a escalas medias a nivel provincial o comarcal. La fiabilidad de este índice ha sido comprobada a escala 1:100.000 para el análisis del territorio europeo, posteriormente, otros autores lo han aplicado a escalas más detalladas. Este indicador plantea la fragmentación del espacio en términos de conectividad asumiendo varias operaciones de análisis espacial sustentadas en datos de tipo raster. Triviño *et al.* 2007 han aplicado el índice de fragmentación Steenmans y Pinborg a las celdas de 10, 5 y 2,5 km. de lado, y resoluciones espaciales de 50, 100 y 250 m. Para estos autores, el promedio de error superficial, al aplicar el índice, es más elevado en cuanto a las celdas más pequeñas y de menor resolución espacial. En este sentido, la cantidad de error es directamente proporcional al tamaño de la celda. Cuanto menor es el perímetro de la celda de cálculo, mayor es el error superficial. Según los autores es recomendable utilizar celdas como de 100 m, con una resolución espacial de 250 m. En la presente

investigación, el área de estudio no es tan amplia para poder aplicar el índice de Steenmans y Pinborg, y la resolución espacial es de 20 m..

Algunos índices aplicados se vinculan con parámetros como la presencia de ciertos ecosistema, su superficie, la riqueza y diversidad. En algunos casos, los indicadores basados en las especies se calculan para cada clase de especies de los que exista la información. En otros casos conviene utilizar indicadores referentes a especies concretas que se consideran clave o de especial interés con el fin de evaluar si la fragmentación afecta a la población, el hábitat o el área de distribución de la especie. En el presente estudio se ha encontrado el problema del cálculo del índice de riqueza a escala de clase y de especie, por falta de información del inventario fitosociológico de los hábitats distinguidos.

6.2. Caracterización de la composición y estructura paisajística del área de estudio. (Aplicación de los mapas nº3, 4, 5, 6).

Forman & Godron (1986) definen el paisaje *como una superficie de terreno heterogénea con una estructura y función propias, compuesta por un conjunto de elementos que se repiten de forma similar en ella*. La heterogeneidad espacial del paisaje describe a todo el conjunto de elementos concebidos como un mosaico ambiental (Turner, 1989), y hace referencia a su variabilidad en el espacio y en el tiempo. La manera como se manifiesta el conjunto de elementos en el paisaje representa la complejidad y variación de su estructura (Turner, 1989, Turner *et al.* 2001). Por lo tanto, el estudio integrado del paisaje implica el reconocimiento de la estructura por medio del análisis e identificación de la variedad y abundancia de los elementos que lo componen y que se articulan entre sí (tales como los parches de bosque o de matorral, las áreas de cultivo, los prados, las carreteras, los cursos de agua, los suelos desnudos, etc.), así como de las complejas relaciones espaciales entre ellos. Por consiguiente, la caracterización de la estructura paisajística se basa principalmente en el análisis de la heterogeneidad espacio-temporal y, debido a que aporta la información sobre las características del paisaje, de su dinámica y de los procesos ecológicos que se están desarrollando en él a lo largo del tiempo (Forman & Godron, 1986), facilita la interpretación de la evolución y del funcionamiento geoecológico del mismo (Bertrand, 1993), y sirve como herramienta para la gestión ambiental (Turner & Ruscher, 1988).

El conjunto de los Parques del Garraf, de Olèrdola y del Foix, representa una estructura paisajística típica mediterránea de gran valor geológico y geomorfológico en

la cual la vegetación se comporta como un elemento integrador de las condiciones del medio. Además, cabe destacar que la situación de la estructura de este área protegida cambia con el tiempo y en función de los flujos resultantes de procesos naturales y antrópicos (Roda, 2003). Por lo tanto, para interpretar el paisaje del parque, tomando en cuenta lo anteriormente expuesto se debe, en primer lugar, identificar los elementos o las unidades (parches) de distintos usos y cubiertas del suelo los cuales, generalmente, difieren en el origen, el tamaño, la configuración y, en segundo lugar, determinar la matriz que constituye un tipo de hábitat predominante y homogéneo, que ejerce una influencia sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos (Forman & Godron, 1986; Turner *et al.* 2001).

Las distintas coberturas y usos del suelo que han sido definidos para el análisis de la composición y estructura paisajística (véase Tabla nº6 en el capítulo 5.4.1.4. del presente estudio) se agrupan en 5 clases distinguidos según su origen (natural y antrópico), y en función del carácter dominante de la vegetación. De este modo, los elementos de origen natural se quedaron agrupados en 2 clases: *zonas forestales y arbustivas*, y *espacios abiertos con poca o sin vegetación*, mientras que los elementos de origen antrópico se clasificaron en 3 grupos: *zonas agrícolas* las cuales, incluyen los cultivos, los campos labrados, los cultivos de viña y de leña, *zonas y elementos artificiales* que integran las zonas industriales, las urbanizaciones, las construcciones, las carreteras, la zona del vertedero, los equipamientos radio-eléctricos, las pistas forestales y los caminos, entre otros, y finalmente, la clase de *superficies de agua* a la que corresponden los depósitos del agua y el embalse del Foix.

Una vez analizadas y agrupadas (según el origen) las categorías de usos y cubiertas del suelo, se las utiliza como base para elaborar el mapa de la matriz paisajística (véase Mapa nº3). Para ejecutar esta fase se ha empleado el software ArcGis 9.3, y se ha utilizado la cartografía digital de los usos y coberturas del suelo en formato vector. Los resultados muestran una matriz de carácter natural dominante; casi el 88% de la superficie del parque corresponde a las zonas de carácter natural o seminatural (las que están en el proceso de la sucesión ecológica secundaria), mientras que los terrenos de origen antrópico tales como, por ejemplo los cultivos, las viñas, las zonas industriales, el vertedero, etc. ocupan el 12% del área. Cabe destacar que entre los elementos clasificados como antrópicos se encuentran varias balsas y depósitos de agua creados de forma artificial en el siglo XX entre los cuales el más grande es el embalse de Foix. A pesar de que las áreas de origen antrópico están dispersas en toda la superficie del parque, en el sector meridional y oriental del Parque del Garraf, y en el sector norte y suroeste del Parque del Foix aparecen en agrupaciones.

Conforme a esta primera interpretación, la estructura a nivel del paisaje es relativamente homogénea. Cabe destacar que el carácter natural de la matriz influye en la distribución e intercambio entre los parches. De esta manera, la matriz define la dinámica y el funcionamiento del paisaje.

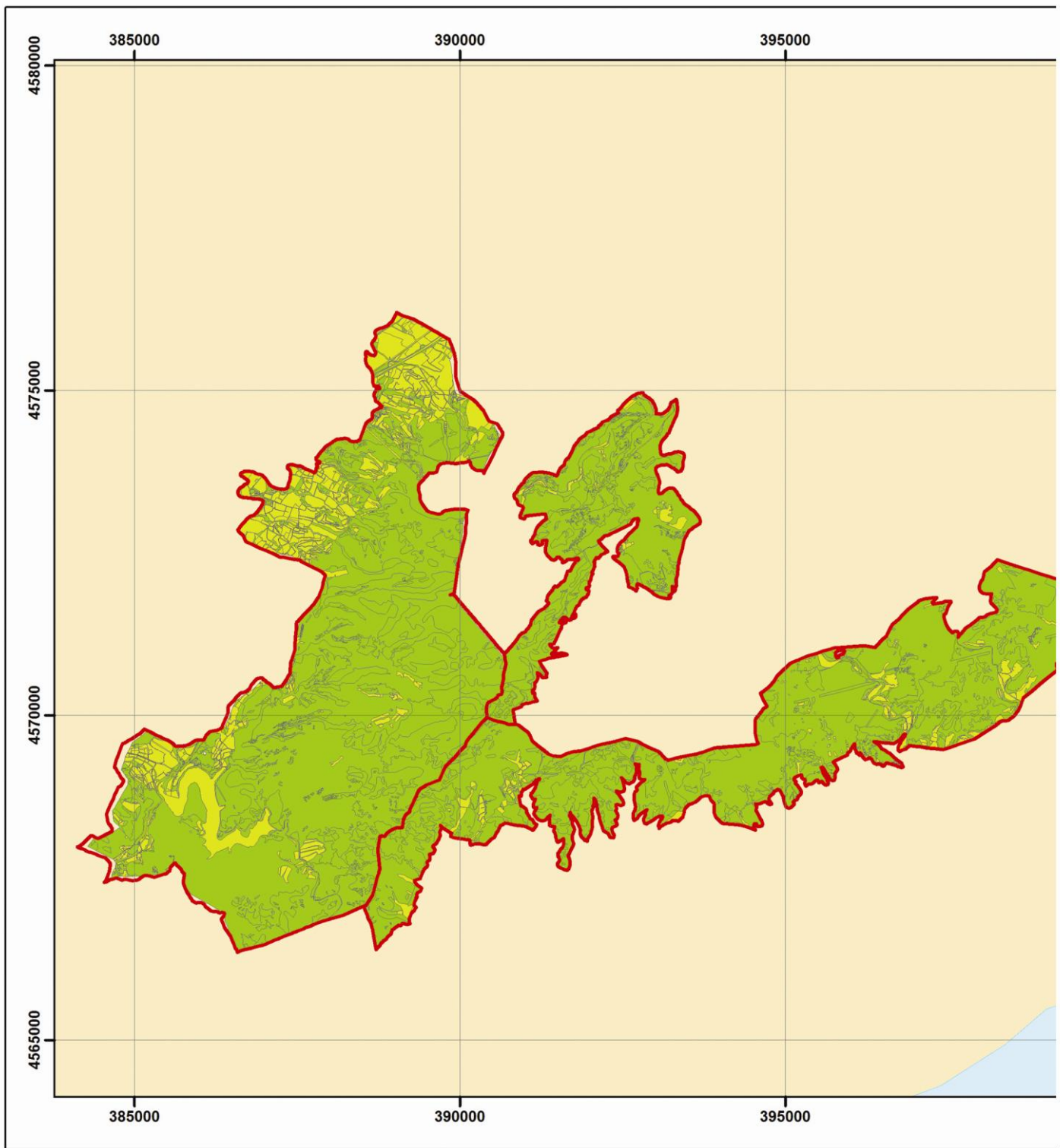
Partiendo de los principios preestablecidos en la ecología de paisaje según los cuales un paisaje se puede expresar como un conjunto de parches correspondientes a diferentes coberturas vegetales y no vegetales presentes en un lugar, se pasa a la siguiente etapa del análisis que se realiza a través de la elaboración, sobre el material fotográfico y cartográfico, una serie cronológica de los mapas de la estructura paisajística de los años 1956-57, 1983-87 y 2006-08 (Mapa nº4, nº5, nº6) en formato vectorial, posteriormente transformados al formato raster.

Para el bien del análisis, se ha procurado mantener siempre la misma clasificación, a pesar de que las fotografías aéreas, debido a que fueron tomadas en fechas distintas, tenían diferentes tonos. Este problema concierne especialmente al material fotográfico del período 1983-87 cuando las fotografías fueron tomadas en varias estaciones del año y, por lo tanto, la diferencia de los tonos fue considerable. Por consiguiente, mientras que unas zonas han resultado ser más homogéneas, lo que facilitó la clasificación, otras han sido problemáticas. Por lo tanto, el proceso del análisis se había complicado, ante todo, a la hora de identificar la vegetación, por ejemplo, en cuanto a diferenciar un matorral semidenso de un matorral denso o un matorral denso de un bosque claro, etc.. A menudo, un área continua podría haberse dividido en un conjunto de diferentes pequeños parches, por ejemplo un bosque claro con presencia de pequeñas zonas de matorral semidenso o zonas de prados. Otras dificultades se relacionaban con las zonas agrícolas y los cultivos leñosos; también con los suelos desnudos, por ejemplo para no confundirlos con el afloramiento rocoso. La identificación y la delimitación del tipo de uso y de la cubierta del suelo se ha apoyado, adicionalmente, en los estudios de Bolòs (1950), en el mapa de la vegetación actual de 1996, en el trabajo de Riera (1998), en el trabajo de Muñoz & Rubio (2008), y en el trabajo de campo que ha permitido una mejor caracterización del uso actual.

En síntesis, el análisis que se procede a presentar a continuación, refleja la situación de la estructura del paisaje del parque en los años 1956/57, 1983/87 y 2006/08, y al haberse aplicado siempre la misma clasificación, servirá posteriormente como base para el análisis de los grandes cambios paisajísticos como la fragmentación acontecida en la zona estudiada a lo largo de 50 años.

MAPA nº3

MATRIZ PAISAJÍSTICA (ANÁLISIS DEL AÑO 2006/08)



MAPA 3. MATRIZ PAISAJÍSTICA (ANÁLISIS DEL AÑO 2006/2008)



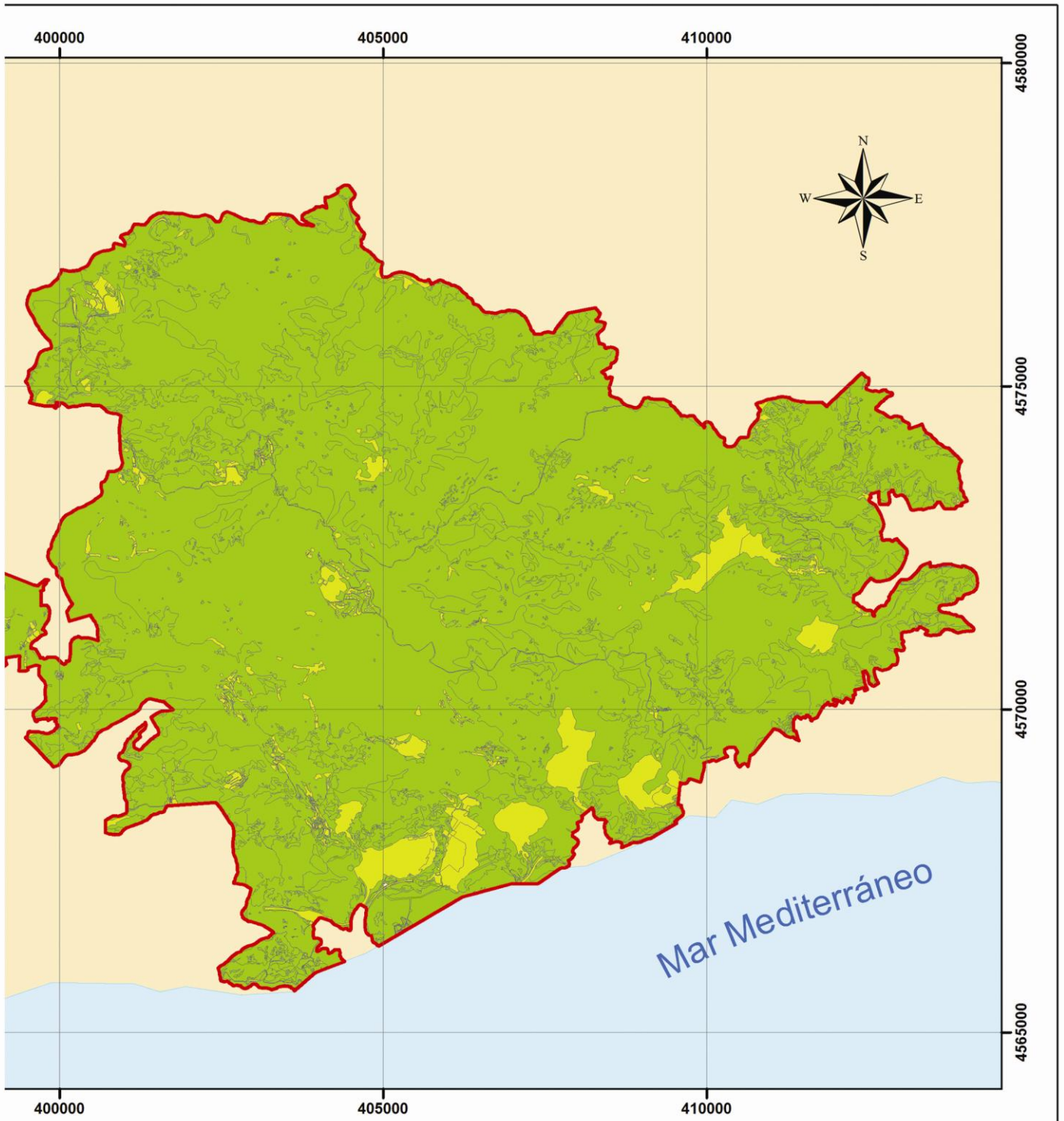
Límite del Parque



Zona de carácter natural



Zona de carácter antrópico



Pantano de Foix



La Morella



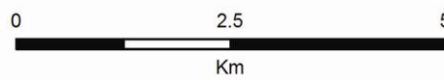
Zona litoral



Cultivos de vid
en el Parque de Foix



Paisaje karstico



(Elaboración propia)

6.2.1. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 1956-57. (Mapa nº4)

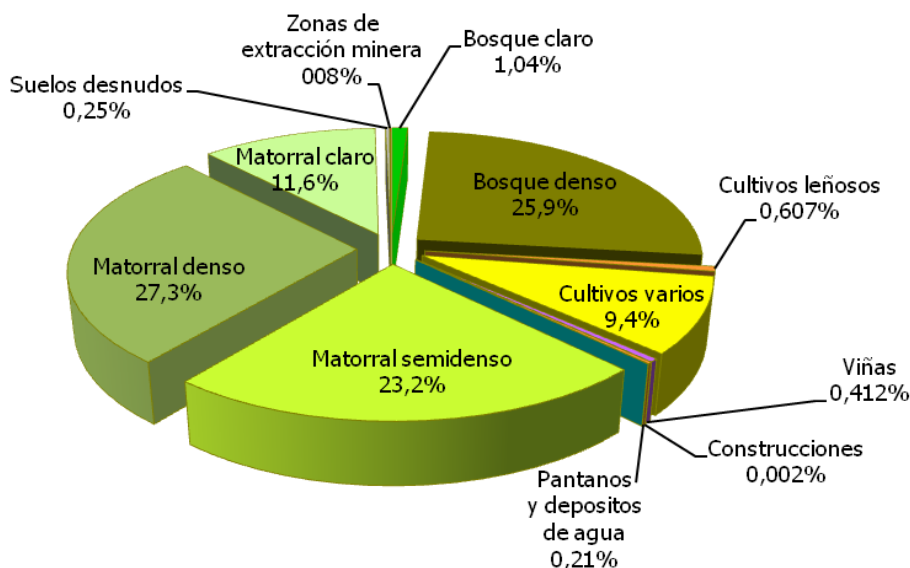
En el mosaico paisajístico correspondiente al período 1956–57 (véase Mapa nº4), se pueden diferenciar cinco grandes clases de cubiertas de vegetación natural cuya superficie alcanza el 89% del área total de la zona de estudio. Asimismo, se trata de un paisaje geográfico de dominio natural en el que los elementos de origen antrópico cubren una superficie total de 1.729 ha. (11%) de terreno y, debido a la relativamente poca contribución y el carácter mayormente tradicional agrícola, no interfieren de forma significativa con el carácter natural de la matriz. Las clases predominantes (véase Figura nº34) corresponden al bosque denso (25,9%), al matorral denso (27,3%) y al matorral semidenso (23,2%), mientras que las dos clases de vegetación natural restantes, es decir, el bosque claro y el matorral claro ocupan unos 1995 ha aproximadamente lo que corresponde al 12,6% de la superficie total. Las duras condiciones climáticas, así como la particular naturaleza geológica y geomorfológica de la zona del estudio (véase Capítulo 3.2.1.), permiten explicar el dominio de este tipo de vegetación natural y su distribución espacial; también su gran importancia en cuanto a la biodiversidad de la zona. Los bosques (densos y claros) que pertenecen al grupo de los bosques típicos mediterráneos están representados por los encinares y los pinares de pino carrasco y recubren la gran parte de la zona nororiental del Parque del Garraf; también están presentes en la parte central del Parque del Foix. Las tres clases de matorrales (matorral denso, matorral semidenso, matorral claro) en los cuales dominan la carrasca y el lentisco, constituyen las cubiertas que juntas abarcan la mayor superficie (62,1% de la superficie total del parque).

Junto a las coberturas vegetales de origen natural, mucha importancia tienen las áreas agrícolas en las que destacan las zonas de cultivos varios (p.ej. cultivos herbáceos), las zonas de cultivos de viña y de leña. Este tipo de producción agraria está directamente relacionado con la trilogía productiva (trigo-vid-olivo) que caracteriza el típico paisaje mediterráneo. Además, cabe destacar que después de la aparición de la plaga de la filoxera a finales del siglo XIX, y en consecuencia de varios acontecimientos históricos y necesidades sociales, el paisaje agrario presente en el parque, en el que anteriormente dominaba la actividad vitivinícola se transformó gradualmente en el paisaje orientado a la producción de cereales (sobre todo el trigo). En el caso de la superficie agraria dedicada a la zona de cultivos varios con dominio de los cultivos herbáceos, se trata de 1.482 ha. que ocupa el 9,4% de la superficie total del parque. Conforme al Mapa nº4 se puede concluir que la superficie ocupada por ambientes antrópicos queda dispersa en todo el área de estudio, agrupándose

principalmente en el sector suroeste y oeste del macizo del Garraf, y en el sector norte y el sector suroeste de Parque del Foix.

Figura n°34. Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al período 1956-57.

Superficie total (en %) ocupada por clases identificadas en el período 1956-57



Fuente: Elaboración propia.

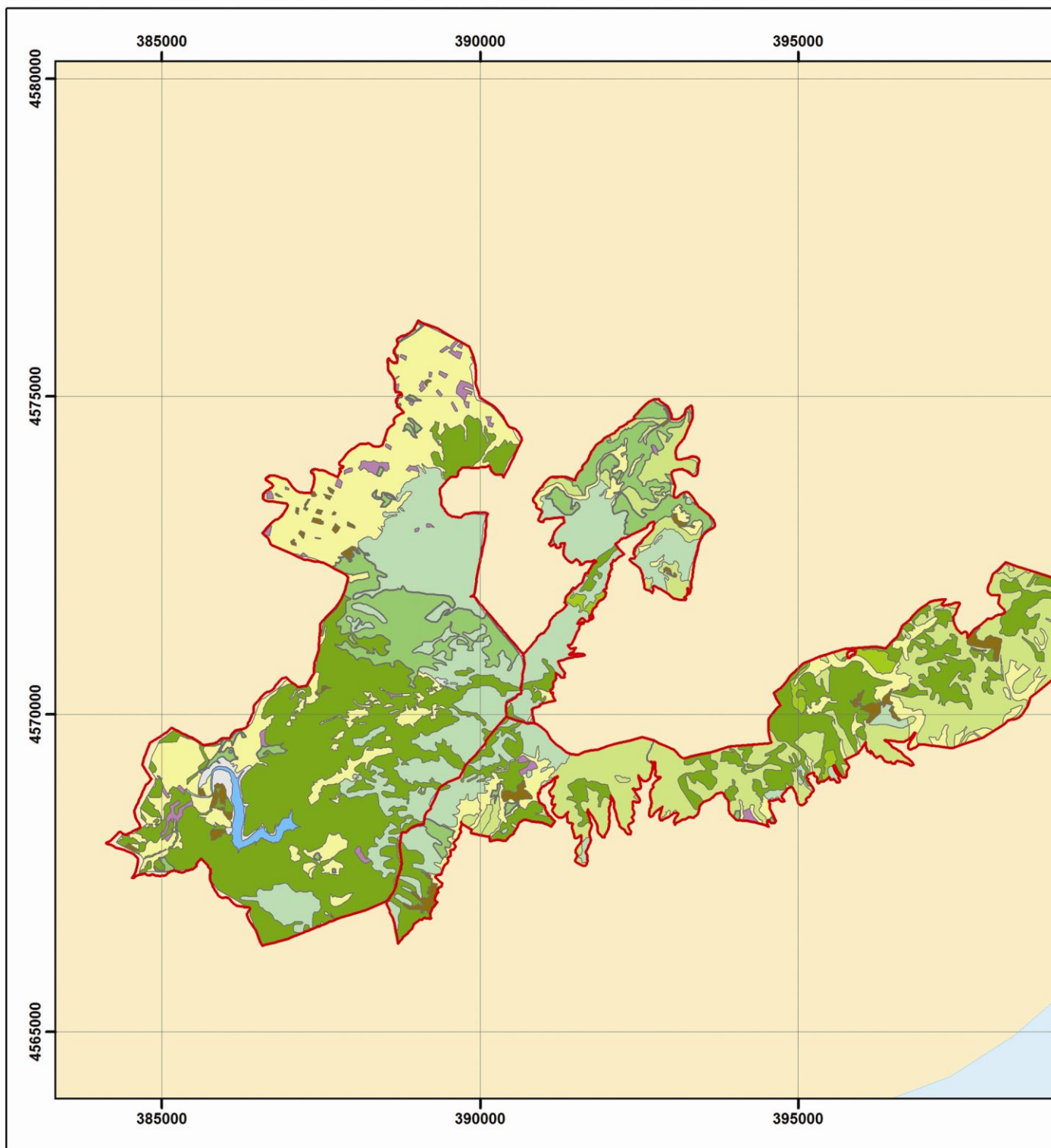
Con respecto a las categorías asociadas a las actividades industriales efectuadas en el área del estudio aparecen espacios ocupados por actividades de explotación minera a cielo abierto ubicadas en el área correspondiente al Parque del Garraf, que con 12 ha ocupan un área total de 0,08% aproximadamente. En cuanto a las construcciones su contribución es aún más pequeña y corresponde a 0,44 ha. Conforme al área de los depósitos de aguas (balsas de regadío, pantano) es muy similar al de las zonas de los suelos desnudos que son aproximadas de 33 ha y 39 ha respectivamente.

6.2.2. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 1983-87. (Mapa n°5)

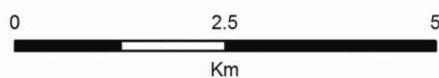
A partir de los datos obtenidos de la fotointerpretación y digitalización de los ortofotomapas capturados en los años 1983, 1986 y 1987 se observa que el paisaje que corresponde al período 1983-87 (véase Mapa n°5) es más heterogéneo en su estructura

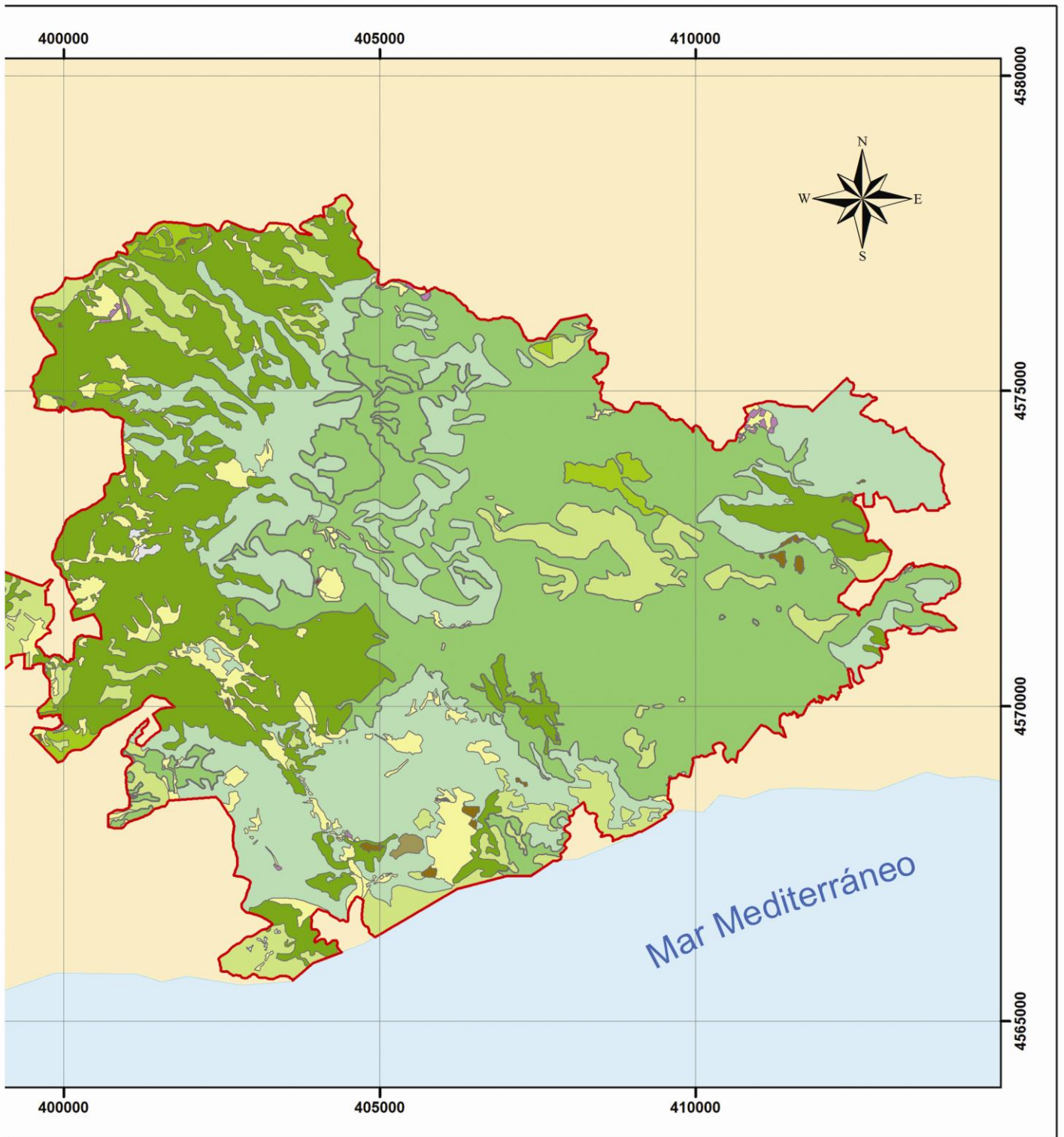
MAPA nº4

ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 1956-57
PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA



MAPA 4. ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 1956-57.
 PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA





(Fuente: Adaptación de Muñoz y Rubio, 2008)

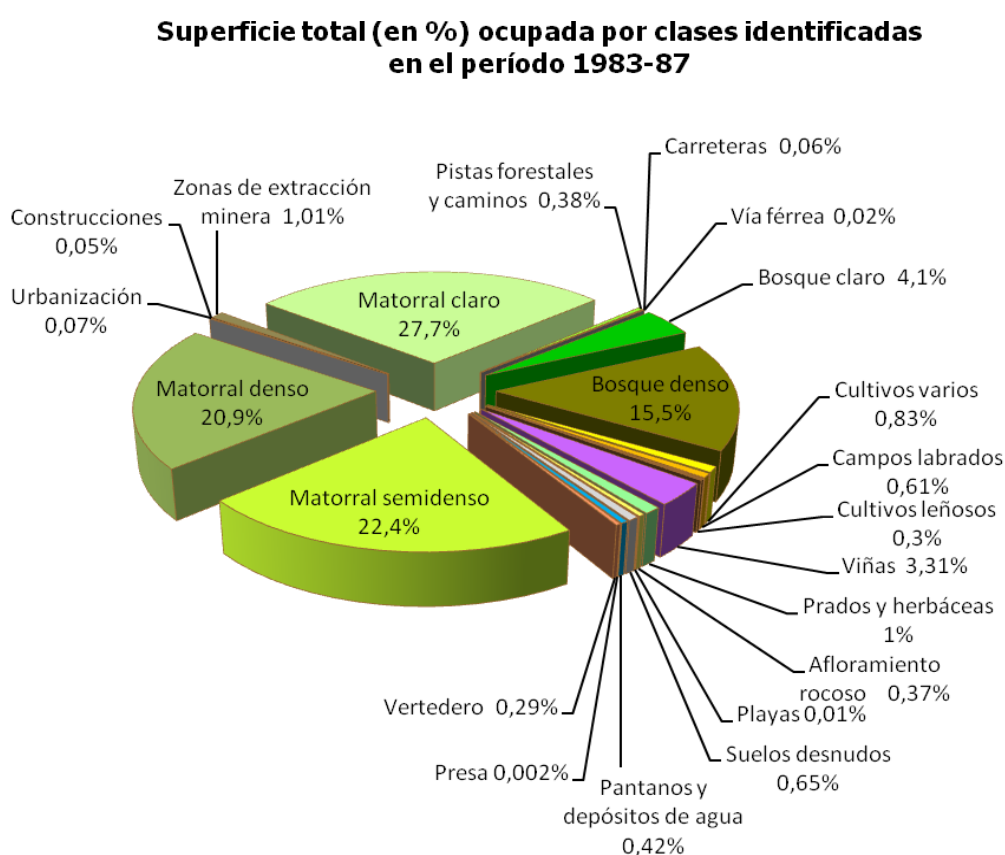
espacial. El aumento de la heterogeneidad es, sin duda alguna, el resultado de una secuencia de varios acontecimientos de origen natural y antrópico que, desde la década de los 50 del siglo XX, afectaron en el uso del suelo y, de esta manera, contribuyeron a conformar un mosaico paisajístico más heterogéneo y fragmentado. En total, se establecieron 24 clases distinguidas según el tipo y la cubierta del suelo (véase Tabla nº6 en el capítulo 5.2.1.4. del presente estudio), entre las cuales hay 5 clases de vegetación natural, 5 clases correspondientes a las zonas agrícolas, 3 clases de espacios abiertos con poca o sin cubierta vegetal, 10 clases asignadas como zonas artificiales y 1 clase acuática que incluye al pantano de Foix y los depósitos de agua (localizados sobre todo en el Parque del Garraf).

El uso de la tierra con mayor porcentaje del área total (véase Figura nº35) corresponde al matorral claro que con 4.364,9 ha ocupa el 27,7% de la superficie del parque. Le siguen respectivamente matorral semidenso con 22,4% y matorral denso con 20,9% que juntos ocupan 6.826,8 ha. El tipo de bosque dominante en el área del estudio es el bosque denso que con una superficie de 2.450 ha (correspondiente al 15,5% total del paisaje) pasa a ser la cuarta cobertura vegetal más extensa en el total del área estudiada (véase Figura nº35). Mayormente, en la zona noroeste del parque y, localmente, en el sector noroeste del pantano del Foix y en el sector noroeste, central y meridional del macizo del Garraf (véase Mapa nº5), existen unas concentraciones de las zonas agrícolas cuya superficie total corresponde al 6,05%. La clase más importante de este grupo lo constituyen los cultivos de vid cuyas áreas sobrepasan 522 ha. (3,31% del área total). En lo que concierne a otros cultivos como herbáceos, de leña, prados, campos labrados, éstos, con una superficie de 434,3 ha., poseen el 2,74% del área total.

No obstante, los parches presentes en un paisaje pueden responder a las determinadas condiciones ambientales, también pueden ser el resultado de varios disturbios, tanto de origen natural como antrópico, acontecidos a lo largo del tiempo (Forman & Godron, 1986). Desde esta perspectiva, la distribución de la vegetación en el mosaico paisajístico correspondiente al período 1983-87, está directamente supeditada no sólo a las condiciones ambientales (el típico clima mediterráneo, la particular estructura geomorfológica, la sucesión ecológica) sino también a varias perturbaciones que frecuentemente afectan el paisaje. Se tiene que tener presente que, en cuanto al paisaje mediterráneo, éste ha estado y sigue frecuentemente expuesto a las perturbaciones de dos tipos: episódicas, como son las sequías o incendios, y crónicas, como la sobreexplotación. No obstante, la importancia que tiene la perturbación sobre el ecosistema depende de su intensidad, del grado de adaptación

de las especies que componen el ecosistema, y de su frecuencia (Riera & Vega, 1997). Además, a todo esto se debe sumar el abandono de las tierras agrícolas que, a su vez, favorece el incremento de las áreas de matorral y, a nivel del paisaje, la disminución de la resistencia a los incendios; También cabe destacar las perturbaciones ocasionadas en función del desarrollo de las actividades industriales, sobre todo de la extracción minera cuya superficie, en el período estudiado, corresponde al 1,01% del área total del parque (véase Figura n°35).

Figura n°35. Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al período 1983-87.



Fuente: Elaboración propia.

En suma, los incendios, ocasionados de manera natural (favorecidos por el clima seco y calido y por las propias plantas) o producidos por el hombre, se han convertido en un factor elemental y permanente dentro de la dinámica interna del parque. No obstante, la vegetación del parque que es muy propia del mediterráneo meridional, se caracteriza por la aridez veraniega. Las plantas, para combatir la poca disponibilidad de agua, han desarrollado por su parte unas estrategias propias de adaptación. Por esta razón predominan en el paisaje las comunidades arbustivas que son muy susceptibles

a los incendios. Además, debido a que en las zonas con una frecuencia de incendios elevada, según señalan Riera & Vega (1997), se modifica la abundancia relativa de los individuos de una especie, después de varios incendios ocurridos en la década de los 80 del siglo XX, entre los cuales el más grande fue en 1982, algunas especies como la encina (*Quercus ilex*), el pinar (*Pinus halepensis*), las poblaciones de sabina (*Juniperus phoenicea*), una especie de la maquia que se regenera mediante germinación o el palmito (*Chamaerops humilis*), una especie protegida, se encontraron con muy baja abundancia. La reducción de la vegetación potencial favorece la expansión de las comunidades vegetales con mayor capacidad de adaptación tales como la garriga. De esta manera, en el mosaico paisajístico del período 1983-87 (véase Mapa n°5) se puede observar que la cobertura vegetal está bastante transformada y fragmentada; las comunidades vegetales que en estado óptimo ocuparían buena parte de la superficie del parque como, por ejemplo los encinares (*Viburno-Quercetum ilicis*) se quedan dispersos y notablemente reducidos.

Durante los años setenta, hubo en España un gran crecimiento económico que dio un impulso al desarrollo de la ciudad de Barcelona. El incremento de la población, los cambios en la actividad productiva y el consumo exagerado de los ciudadanos ocasionaron la necesidad de disposición y almacenamiento de una gran cantidad de basuras provenientes de la ciudad. Este problema se solucionó por medio de la construcción de un vertedero de basuras localizado desgraciadamente sobre un sustrato calcáreo kársticos en la zona oriental del macizo del Garraf (véase Mapa n°5), lo que finalmente ocasionó una gran contaminación de aguas subterráneas. En el paisaje correspondiente al período 1983-87, el vertedero de basuras de la Vall d'en San Joan con una superficie de 46,2 ha. ocupa el 0,29% del paisaje del parque.

6.2.3. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 2006-08. (Mapa n°6)

Las clases identificadas en el mosaico paisajístico correspondiente a los períodos anteriores se mantienen en el mosaico paisajístico del 2006-08 (véase Mapa n°6). Adicionalmente, la clasificación queda ampliada por 4 clases nuevas (véase Figura n°36) que son las siguientes: las zonas de restauración minera, las zonas industriales, la zona de restauración del vertedero y el campo de tiro. La presencia de las clases nuevas, sobre todo las zonas orientadas hacia la recuperación de las zonas degradadas, demuestra que el paisaje del parque se ha encontrado en una etapa nueva de la evolución en la cual el aprovechamiento de los recursos naturales y del ambiente de

la zona, se realiza de acuerdo con los principios de la legislación medioambiental orientada a la protección del medio ambiente y al fomento de la conservación, recuperación y del uso sostenible de los recursos naturales. Desde 1986, cuando el área estudiada se declaró como Espacio Natural Protegido denominado como el Parque Natural del Garraf. Tal y como se ha mencionado anteriormente, la superficie protegida que actualmente abarca el parque ha sido varias veces ampliada, lo que finalmente ocasionó su conexión con el Parque Comarcal de Olèrdola y el Parque del Foix, lo que tuvo lugar en el 2002. De esta manera, se ha formado un Espacio de Interés Natural denominado Parque del Garraf y Olèrdola.

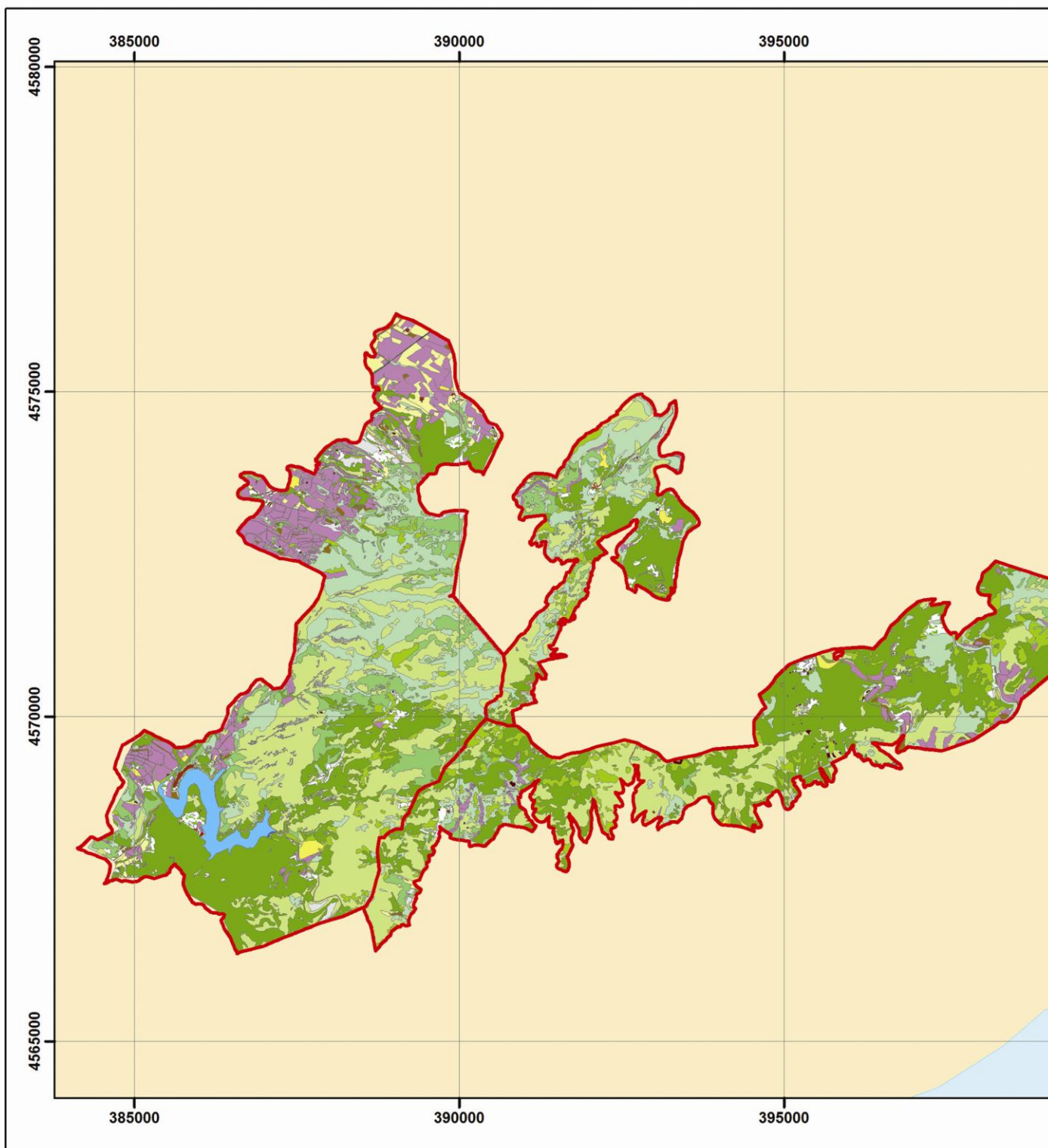
La distribución espacial de las clases distinguidas en el período 2006-08 que representa el Mapa n°6 comprende un 89,6% de la vegetación, un 5,8% de tierras de cultivos varios, un 1,08% de espacios abiertos con poca o sin vegetación, un 0,43% de superficie de agua y un 3% de las zonas de origen antrópico (véase Figura n°36). La clase predominante en el paisaje corresponde al matorral semidenso cuya superficie de 5.674,4 ha. corresponde al 36% del área total. En tamaño le sigue la clase de matorral claro con 3.281 ha. que ocupa el 20,8% y el bosque denso con el 3.133,7 ha. (el 19,7% de la superficie total). En cuanto a las dos clases de la cobertura vegetal restantes, se observa una presencia considerable del bosque claro que en el mosaico paisajístico del 2006-08 posee una superficie de 1.237 ha. y domina el 7,84% del total del paisaje siendo la cuarta cobertura más grande, mientras que el matorral denso ocupa un área considerablemente menor cuya superficie no sobrepasa unas 843 hectáreas.

En cuanto a los cultivos, se observan, igualmente como en el mosaico paisajístico correspondiente al período 1983-87, las pequeñas agrupaciones de los cultivos de vid, ubicadas especialmente en las zonas al sudoeste del Parque del Foix y en el sector norte del macizo del Garraf. En total, los cultivos de viña poseen una superficie que se aproxima a unos 500 ha. lo que es equivalente al 3,17% de la superficie total del parque (véase Figura n°35). En cuanto a otros cultivos, los cultivos leñosos (0, 3%) y los campos labrados (0,11%) no tienen gran importancia en comparación con la superficie total del parque. En cambio, se observa una presencia bastante continua de los prados y herbáceas (48 ha.), mayormente ubicados en el sector norte del Parque de Olèrdola (véase Mapa n°6), y los cultivos varios en la zona central (La Plana Novella) y meridional del macizo.

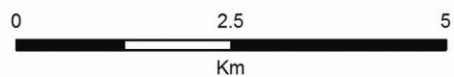
El resto de las clases distinguidas se presentan con las superficies menores entre las cuales las más importantes corresponden a las zonas industriales que ocupan una

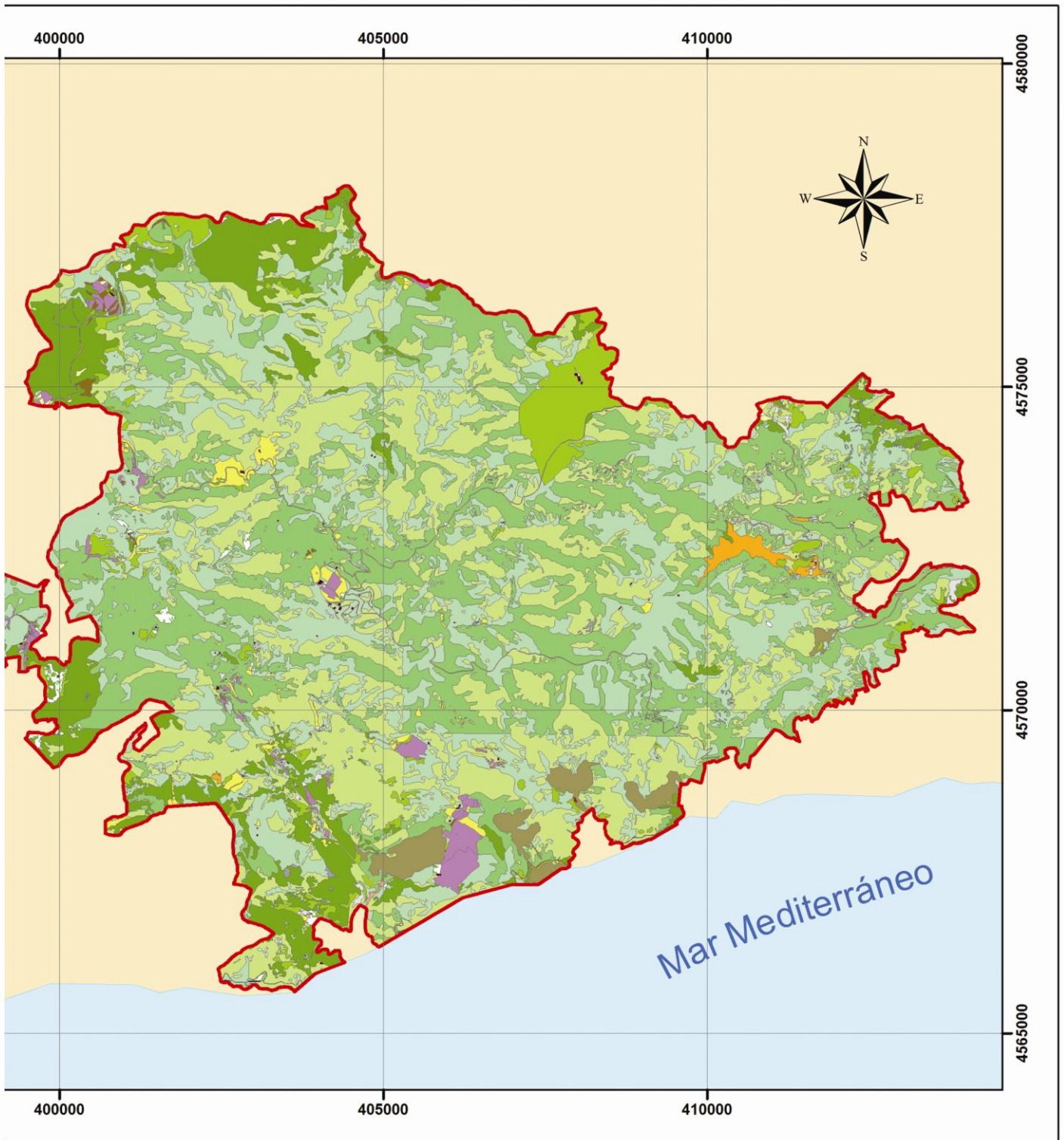
MAPA nº5

ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 1983-87
PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA



MAPA 5. ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 1983-87.
 PARQUE DEL GARRAF Y OLÉRDOLA



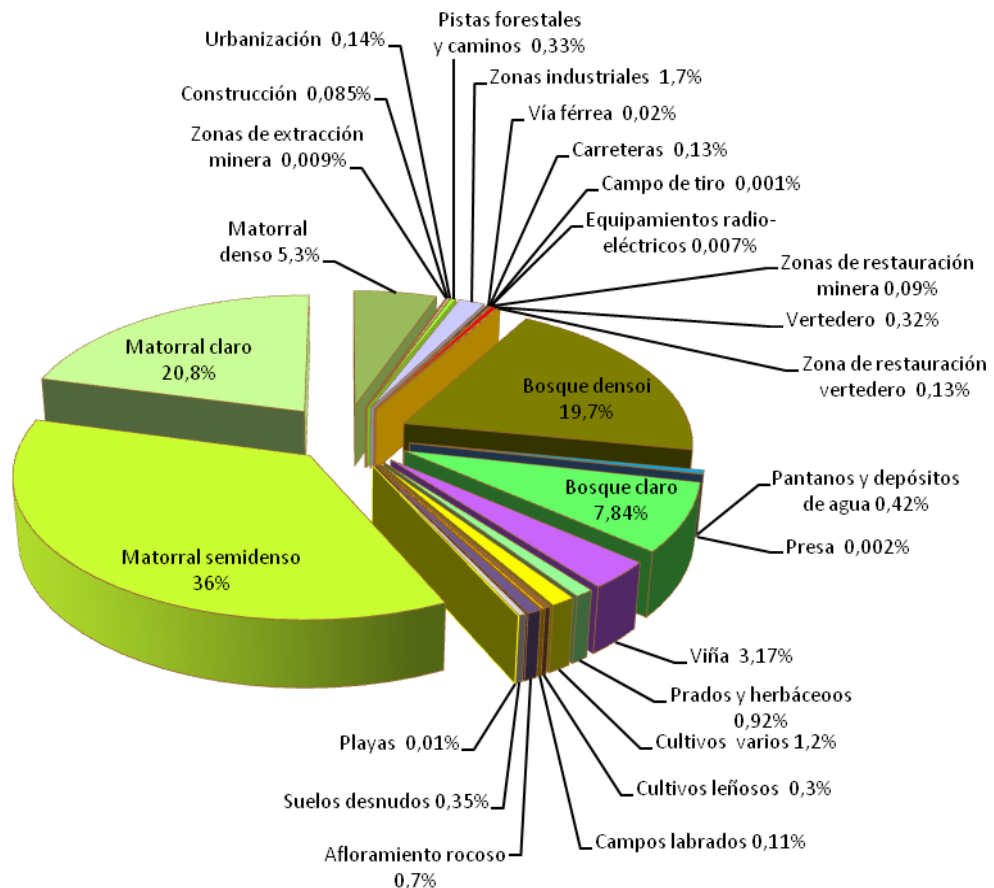


(Elaboración propia)

superficie de 267 ha. y al afloramiento rocoso con 110 ha.. Es importante destacar que el proceso de expansión y desarrollo de las áreas urbanas localizadas en las zonas circundantes al parque o las zonas industriales ocasiona el aumento de las redes de transporte lo que en el caso del Parque del Garraf y Olèrdola se hace visible por medio de la superficie de dos clases distinguidas como son: las carreteras y la vía férrea. Ambas ocupan un terreno de 25 ha., lo que corresponde al 0,15%, centrándose mayoritariamente en las cercanías de la costa mediterránea.

Figura n°36. Distribución porcentual por clases de uso y cubierta de suelo identificadas y delimitadas en el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola correspondiente al periodo 1983-87.

Superficie total (en %) ocupada por clases identificadas en el período 2006-08



Fuente: Elaboración propia.

La degradación de la estructura natural del paisaje de Parque del Garraf y Olèrdola se debe a la actividad económica que va directamente relacionada con la extracción minera. Las canteras y minas de cielo abierto, ubicadas en la zona meridional

del macizo del Garraf, son acompañadas por las fábricas del cemento ubicadas en la proximidad del parque. El impacto ambiental que ocasiona esta actividad industrial y los frecuentes incendios tienen varias repercusiones contribuyendo a la disminución de la biodiversidad total. Por consiguiente, se establecen varios proyectos de recuperación de las zonas degradadas tanto por la extensa explotación minera como por los incendios.

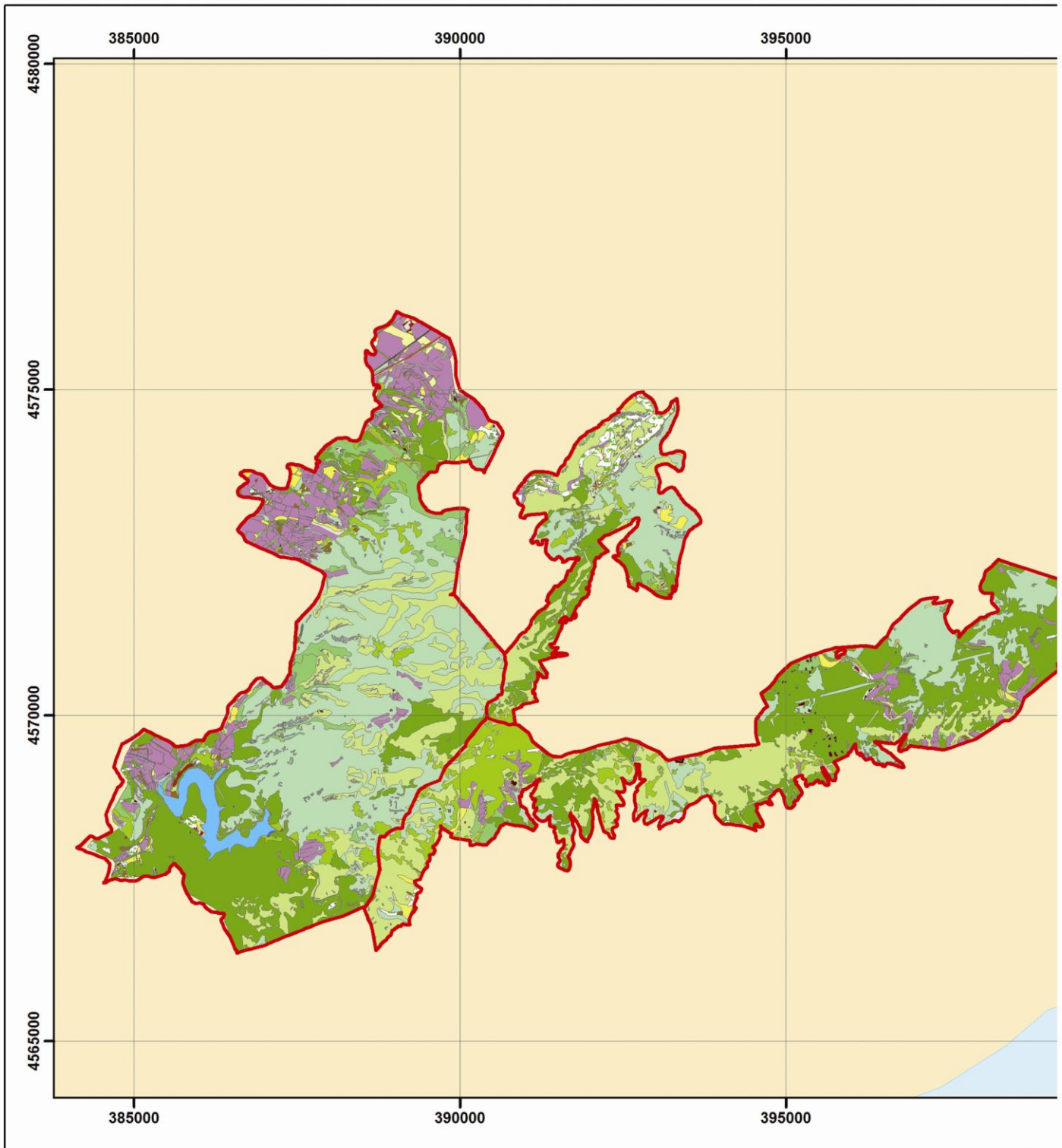
Paralelamente a la recuperación de los terrenos de extracción minera y zonas quemadas, se ha iniciado el proceso de la recuperación de los terrenos degradados por el vertedero de basuras, finalmente cerrado el 31 de diciembre de 2006. El vertedero tiene alrededor de 22-28 millones de toneladas repartidas en más de 70 ha., por lo cual, el impacto que ocasiona en la calidad del paisaje del parque es significativo. Hasta ahora se han creado terrazas para mantener el desnivel del terreno y se construyeron las instalaciones de taludes (cubiertos con plantas y árboles) que tienen por objetivo separar cada uno de los desniveles. Inicialmente se plantaron encinas y pinos, pero debido a las duras condiciones climáticas y las sequías veraniegas se mantuvieron, en mayor de los casos, solo los pinos. La zona dedicada a la recuperación del vertedero abarca una superficie de 0,13% de la superficie total del parque y según el plan de restauración el proyecto de restauración se acabará en 2012.

6.3. Evaluación de la fragmentación del paisaje. Análisis estadístico.

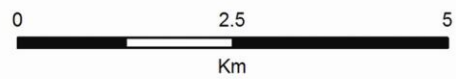
El grado de la fragmentación del paisaje se puede caracterizar a través de tres características principales como son la pérdida de hábitat en el paisaje, la reducción en el tamaño de la vegetación remanente (sobre todo los bosques) y el incremento del aislamiento de los fragmentos (véase *Capítulo 4.1. Principales modelos conceptuales de la fragmentación del paisaje* del presente estudio de investigación). Estas características se evalúan habitualmente por medio de las métricas e índices de paisaje que determinan los patrones del paisaje analizado aportando datos numéricos sobre su composición y configuración. Tomando en cuenta que cada paisaje constituye una unidad jerárquica que representa paisajes singulares, los cuales se diferencian estructuralmente variando en el tamaño, el número, la forma, así como la diversidad o distribución de sus elementos (Farina, 1998; Bennet, 2003; Botequilha *et al.* 2006), los resultados del análisis de la evolución en composición y configuración del paisaje del área de estudio se identifican con las características generales del mosaico de elementos que la componen. Por lo tanto, los cambios observados en los patrones espaciales del paisaje implicarán una información relevante en cuanto a lo que afecta principalmente la composición del

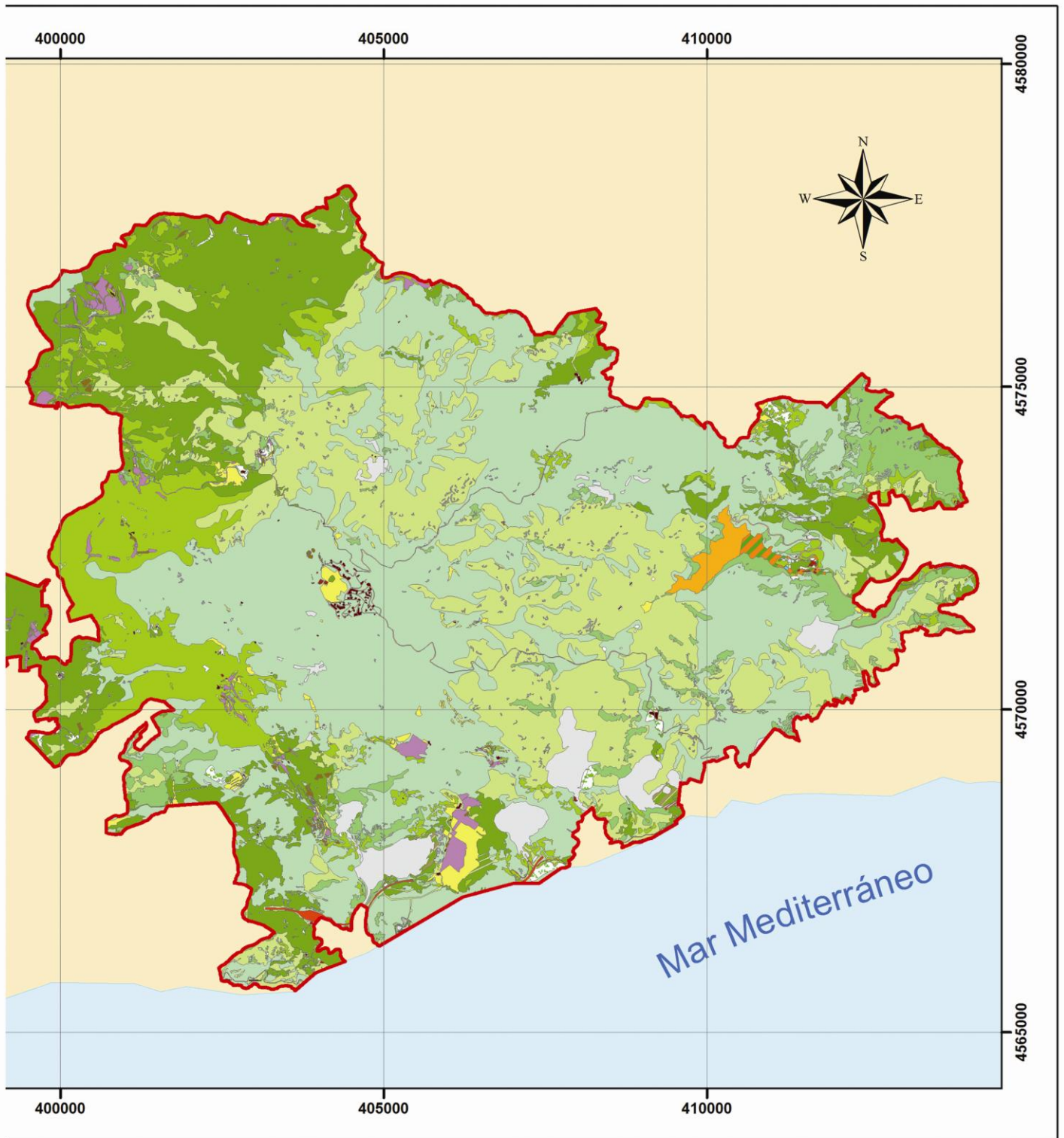
MAPA nº6

ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 2006-08
PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA



MAPA 6. ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL AÑO 2006-08.
PARQUE DEL GARRAF Y OLÉRDOLA





(Elaboración propia a base de adaptación y actualización de Muñoz y Rubio (2008), y análisis de las ortofotos del año 2006-08)

mosaico. Así, para comprender y calcular los cambios ocurridos a nivel de paisaje, clase o fragmentos individuales se estimaron los siguientes índices y métricas: *el área total (TLA), el número de fragmentos (NumP), el tamaño promedio de superficie por clases (MPS), el tamaño medio de los fragmentos (MEDPS), el índice de fragmento más grande (LPI), el índice de forma promedio (MSI), la dimensión fractal media (MPDF), la media de la distancia al vecino más próximo (MNN), el índice de proximidad medio (MPI), el índice de desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos (PSSD) y el coeficiente de variación (PSCOV), la tasa de cambio promedio anual (TCCi), el índice de yuxtaposición (JJI), el porcentaje del paisaje (ZLAND), el índices de diversidad de Shannon (SDI) y de Simpson modificado (MSIDI), el índice de equitatividad de Shanon (SEI) y de Simpson (MSIEI), la riqueza (RP), el índice de densidad de bordes (ED) y borde total para cada clase (TE), el total de área núcleo (TCA) y la media de área núcleo (MCA).*

6.3.1. Índices de densidad, tamaño, área y forma de los fragmentos

El mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola, en primer período de estudio (1956/57), estaba compuesto por un total de 647 fragmentos (véase Tabla nº10) agrupados en 13 clases de cubiertas y usos del suelo. El tamaño promedio del fragmento para este período corresponde al 1,22 ha. (véase Figura nº37), donde el fragmento de mayor área tiene 10 ha y el de menor área tiene 0,24 ha. Con respecto al segundo período (1983/87), el número de fragmentos aumenta significativamente alcanzando un valor de 5.648 unidades (véase Tabla nº10) agrupadas en 24 clases. El tamaño promedio del fragmento para este período de estudio disminuye a 0,14 ha. (véase Figura nº37), y mientras que el fragmento más grande tiene una superficie de 1,54 ha., el más pequeño presenta una superficie de 0,08 ha..

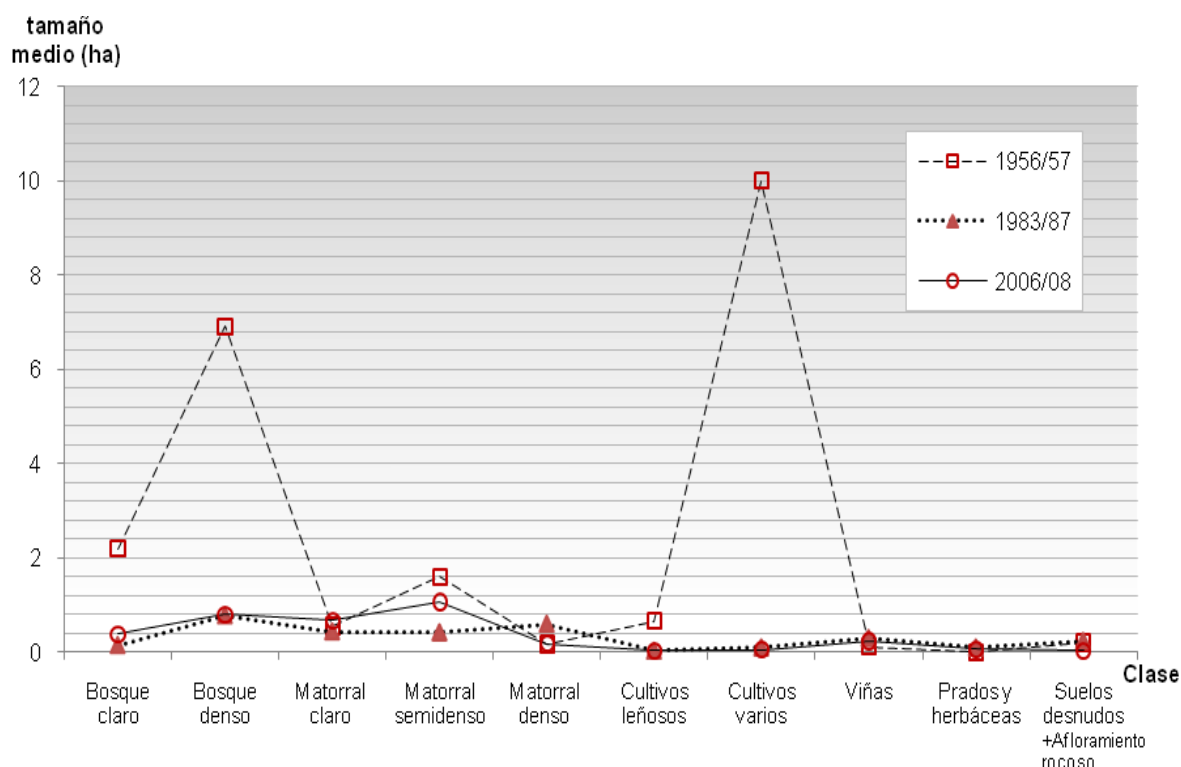
En 2006/08 se observa un mosaico paisajístico de una estructura similar al mosaico de 1983/87 con algunas variaciones en el número y en el tamaño de los elementos que lo componen; también sucesivas ampliaciones en las clases de usos y cubiertas del suelo lo que indica el aumento de la variabilidad del paisaje analizado. Se cuantifica un número total de 5.393 fragmentos (véase Tabla nº10) cuyo tamaño medio alcanza 0,15 ha. (véase Figura nº37). Todos los fragmentos distinguidos son agrupados en un total de 28 clases.

Tabla nº10. Valores de los índices de composición del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola elaborados a nivel de paisaje para los tres periodos estudiados. NumP= número de fragmentos, MPS= tamaño promedio de superficie por clase, MEDPS= media del tamaño de los fragmentos, LPI= índice de tamaño más grande, y dos medidas de dispersión PSSD= desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos y PSCOV= coeficiente de variación del tamaño medio de los fragmentos.

Período de estudio	Índices					
	NumP	MPS	MEDPS	LPI	PSSD	PSCOV
1956/57	647	2,44	1,22	25	182	745,6
1983/87	5.684	0,28	0,14	15,4	20,8	744,5
2006/08	5.393	0,3	0,15	50	49	1.674,4

Fuente: Elaboración propia.

Figura nº37. Área (ha.) promedio por fragmento (MEDPS) según la clase de cubierta vegetal en los tres periodos de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

De estos primeros resultados, en forma general, se desprende que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, durante el primer corte temporal (1956/57–1983/87) ha sido notablemente fragmentado. Este proceso ocasiona que en 1983/87 el paisaje estudiado

presenta valores mucho más altos en cuanto al número de fragmentos y mucho más bajos respecto a su tamaño. En cambio, durante el segundo período de estudio que corresponde al corte temporal de 1983/87–2006/08, se observa una tendencia lenta, pero gradual hacia la reducción de la fragmentación del paisaje.

El paisaje, siendo un sistema dinámico, requiere que los cambios temporales sean considerados en los estudios cuantitativos del mismo (Dunn *et al.* 1991). Teniéndolo en cuenta y con el propósito de verificar y consolidar la observación mencionada anteriormente se emplea una métrica suplementaria. Tomando como base la diferencia en **el tamaño promedio de fragmentos por paisajes (MPS)**, se aplica el siguiente algoritmo:

$$cambio(\%) = \frac{MPS_1 - MPS_2}{MPS_1} * 100$$

donde: *MPS*₁ – tamaño medio de fragmento en el período inicial, *MPS*₂ – tamaño medio de fragmento en el período final.

De este manera, se calcula **el porcentaje de cambio (cambio (%))** (Elkie *et al.* 1999) que en el caso particular referente al período 1983/87–2006/08 tiene valor de -7,14% y significa un cambio estructural positivo debido a la unión de fragmentos. En cuanto a los dos períodos restantes (1956/57–1983/87 y 1956/57–2006/08), el porcentaje de cambio es de +88,52% y de +87,7%, respectivamente, y refleja un cambio negativo en la estructura espacial del paisaje del parque. Estos valores confirman que tanto en el primer período parcial de 25 años como en el período total de estudio (50 años) ha sucedido el proceso de fragmentación y división de las superficies de vegetación más grandes y compactas en un número mayor de fragmentos pequeños y dispersos.

Del mismo modo se observa que la tendencia general, a nivel de clase, corresponde a la reducción del **tamaño medio de fragmentos (MEDPS)** de una determinada clase en primer período (1956/57) y en el período intermedio (1983/87), y un aumento del tamaño medio de fragmentos en el período actual (2006/08) (véase Figura nº38). Por su parte, los resultados obtenidos revelan que la mayoría de los fragmentos presentes en las clases paisajísticas muestran tamaños inferiores a 1,6 ha (véase Tabla nº11) siendo, únicamente en 1956/57, las clases paisajísticas correspondientes a los cultivos varios, al bosque denso y al bosque claro mayores a 2 ha.. Esta situación revela que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en la fecha inicial del estudio ya estaba heterogéneo y su fragmentación se intensificaba gradualmente hacia finales de los años 80. Durante el período 1983/87–2006/08

la tendencia hacia la disminución total del tamaño de los fragmentos suavemente se desvanece y se produce un pequeño aumento en el tamaño medio de los fragmentos con la excepción de las clases de matorral denso, cultivos varios y viñas que muestran los valores más bajos (véase Tabla nº11).

Tabla nº11. Tamaño medio de los fragmentos (MEDPS) según las clases de paisaje seleccionadas.

CLASE	MEDPS 1956/57	MEDPS 1983/87	MEDPS 2006/08
Bosque claro	2,24	0,15	0,39
Bosque denso	6,91	0,78	0,82
Matorral claro	0,56	0,44	0,67
Matorral semidenso	1,61	0,42	1,07
Matorral denso	0,17	0,6	0,18
Cultivos leñosos	0,6	0,03	0,03
Cultivos varios	10	0,1	0,06
Viñas	0,12	0,3	0,24
Prados y herbáceas	-	0,1	0,07
Suelos desnudos	0,21	0,24	0,03

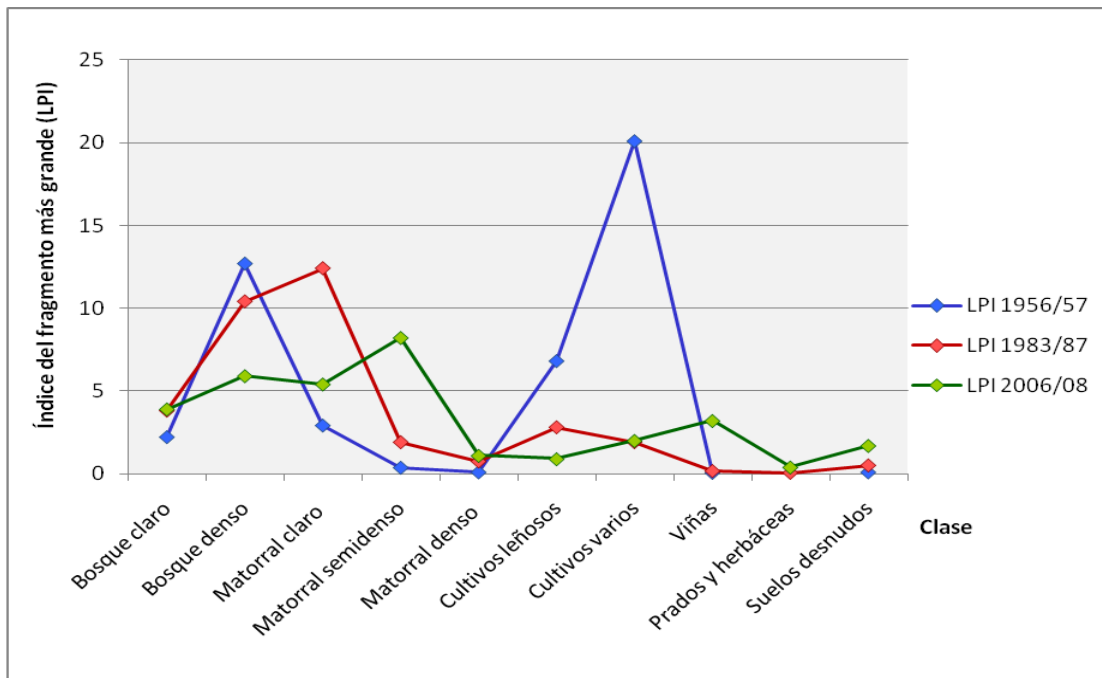
Fuente: Elaboración propia.

Dado que el área del fragmento juega un papel importante en el estudio de la fragmentación del paisaje se analiza la relación entre el tamaño del fragmento más grande y la superficie del parque. Asimismo, se calcula el porcentaje del total del área del paisaje que abarca el fragmento más grande. Para obtener el calculo que expresa esta relación se toma como base el **índice del fragmento más grande (LPI)**, estimado en % (véase la Figura nº38). Esta métrica resulta útil al comparar los datos de períodos distintos debido a que permite ver la evolución del tamaño de los fragmentos más amplios.

Según los resultados obtenidos, en el primer período de estudio, las clases de los cultivos varios y de bosque denso, a pesar de contar con varios fragmentos pequeños, poseen los fragmentos más complejos y grandes. En cuanto a los dos períodos restantes los fragmentos más grandes corresponden a las clases de matorral claro, bosque denso y de matorral semidenso. En general, en 1956/57 se distinguen unos fragmentos de bosque denso que a lo largo del período evaluado, sufren algunos cambios y se fragmentan, dejando de ser los fragmentos complejos y dominantes en el paisaje del parque. Una tendencia similar, la presentan las clases agrícolas cuyo porcentaje de ocupación espacial del fragmento más grande dentro del paisaje ha disminuido

significativamente durante el corte temporal 1956/57–1983/87. Las coberturas de matorral denso y suelos desnudos poseen los menores valores en LPI (0,07; 0,74; 1,1 y 0,07; 0,5 y 1,7, respectivamente) lo que se interpreta que el fragmento más grande cubre una superficie relativamente pequeña en el paisaje. Estos valores no indican que hay pocos fragmentos de esta clase sino, que los fragmentos están divididos en más pequeños.

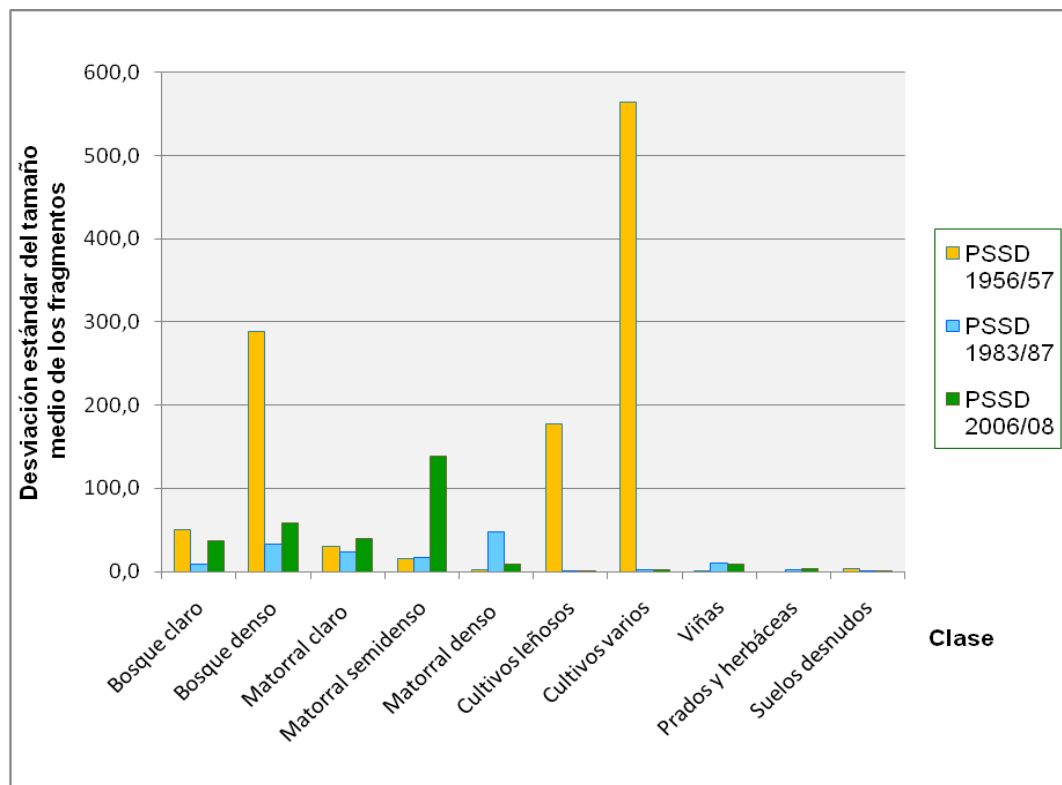
Figura n°38. Cambios en los valores del índice de fragmento más grande (LPI) para los tres cortes cronológicos elaborado para el Parque del Garraf y Olèrdola.



Fuente: Elaboración propia.

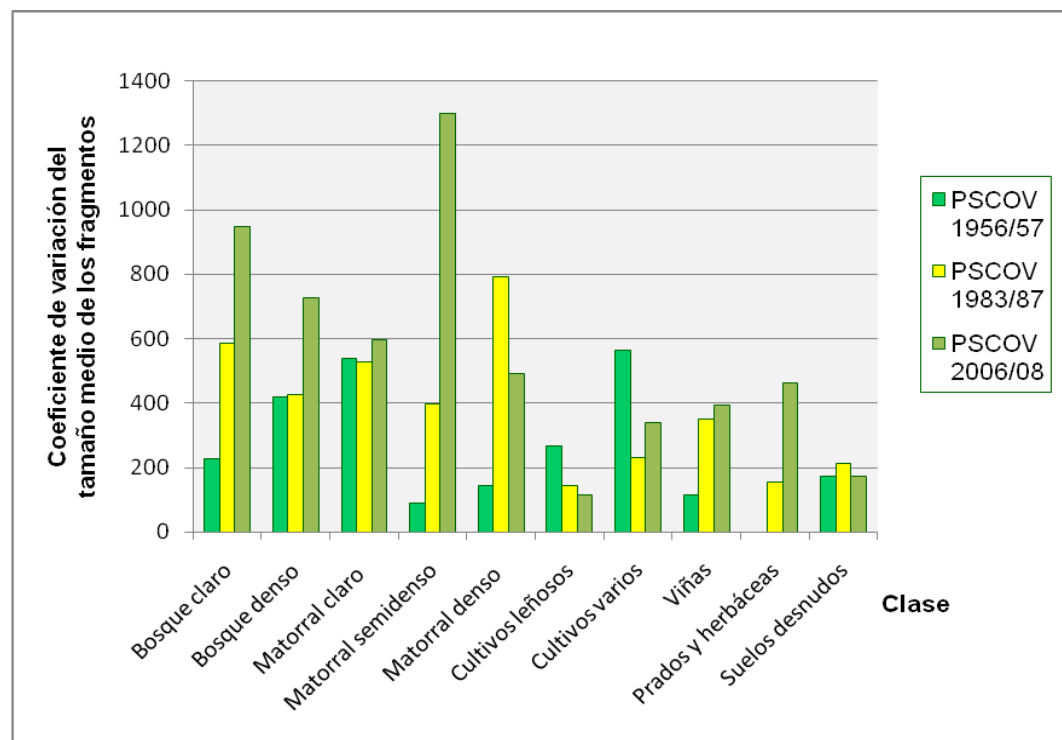
Adicionalmente, a escala de clase y paisaje, entre las mediadas relacionadas con el tamaño de los fragmentos se calculan también dos medidas de dispersión como la **desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos (PSSD)** y el **coeficiente de variación del tamaño medio de los fragmentos (PSCOV)**. En la Figura n°39, en 1956/57, se puede observar una desviación estándar muy alta lo cual evidencia que durante este período el paisaje del parque estaba compuesto tanto por los fragmentos de gran tamaño como de tamaños pequeños. En cambio, en los dos periodos siguientes, el PSSD no es muy alto lo cual analizado junto con el tamaño medio de los fragmentos (véase Tabla n°11) evidencia la presencia de un paisaje heterogéneo y fragmentado, compuesto por varios fragmentos pequeños. En cuanto al coeficiente de variación (véase Figuras n°40), en los tres cortes cronológicos, llama la atención la variabilidad de clases de matorral semidenso, bosque claro y matorral denso lo que representa poca uniformidad en la distribución del tamaño de los fragmentos de estas clases.

Figura n°39. Histograma con valores de la desviación estándar del tamaño medio de los fragmentos (PSSD).



Fuente: Elaboración propia.

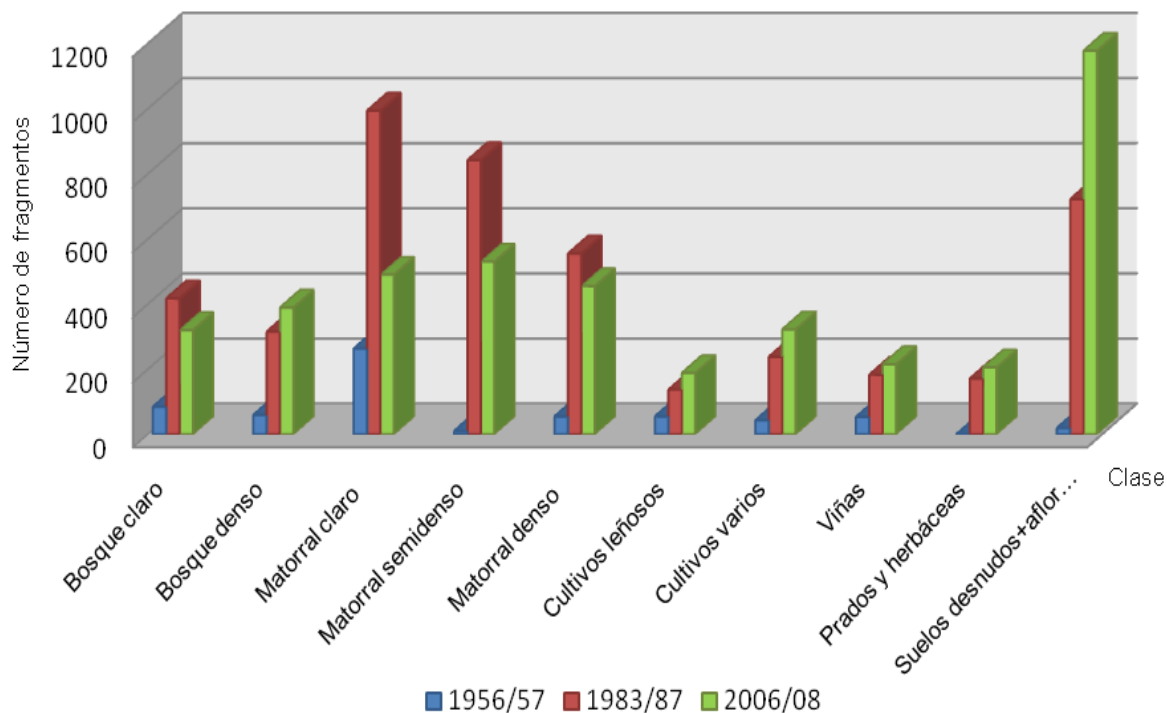
Figura n°40. Histograma que representa los valores del coeficiente de variación del tamaño medio de los fragmentos (PSCOV) para los tres periodos de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al **número de fragmentos dentro de cada clase (NumP)**, los resultados muestran una tendencia que se ve incrementada durante el segundo período de estudio lo que significa la presencia de unas perturbaciones que intensifican la fragmentación paisajística lo que finalmente ocasiona el establecimiento de un mayor número de fragmentos. Esta tendencia se ve disminuida en 2006/08 con la excepción del número de fragmentos correspondientes a la categoría de los suelos desnudos y el afloramiento rocoso. Los resultados se representan de forma gráfica en la Figura nº41. En el primer período de estudio, las cubiertas vegetales que tienen el mayor número de fragmentos corresponden a la clase de matorral claro presentando un número total de 263 fragmentos. En el segundo período estudiado se mantiene la dominancia de la clase de matorral claro que además aumenta significativamente pasando a un número total de 994 unidades; se observa también el aumento de fragmentos en las clases de matorral semidenso (842 fragmentos) y denso (555 fragmentos), así como en la clase de bosque claro (417 fragmentos). En cuanto al tercer período de estudio, entre las clases con un número alto de fragmentos distinguidos, a pesar de que han disminuido en comparación con el período anterior, siguen dominando todas clases de matorral (claro, semidenso y denso) y de bosque (claro (320 unidades) y denso (389 unidades)), aumenta

Figura nº41. Variación del número de fragmentos (NumP) por tipo de cobertura vegetal en tres períodos evaluados.



Fuente: Elaboración propia.

el número de fragmentos de cultivos y viñas (322 y 215 fragmentos, respectivamente), y se registra un aumento en la clase de suelos desnudos y afloramiento rocoso que juntos pasan de 722 fragmentos cuantificados para la zona de estudio en 1983/87 a 1.174 unidades en 2006/08. Es importante admitir que se observa una disminución notable en la clase de matorral claro y de matorral semidenso. En el primer caso, el número de fragmentos ha evolucionado de 263 en 1956/57 a 994 en 1983/87 y posteriormente ha disminuido a 490 en 2006/08, mientras que en el caso segundo el número variado de 10 en 1956/57, a 842 en 1983/87 y a 530 en 2006/08.

La evolución de la estructura del mosaico paisajístico se analiza, en la siguiente etapa del presente estudio de investigación, por medio de la comparación de las **superficies totales a nivel de clase (CA)** medidas en hectáreas, y posteriormente por medio de la aplicación del **índice de tasa de cambio promedio anual (TCC_i)** para cada una de las 10 clases seleccionadas. Este índice evalúa la magnitud de cambio anual en la superficie de cada una de las 10 clases consideradas, en tres cortes cronológicos analizados.

Debido a que la comparación de la superficie de las clases presentes en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se ha realizado de manera compleja en los capítulos *6.2.1. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 1956-57*, *6.2.2. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 1983-87* y *6.2.3. Análisis de la composición y estructura del paisaje del parque en el período 2006-08*.

A continuación, se expone un resumen de los resultados de 10 clases seleccionadas obtenidos de la aplicación de las métricas del paisaje; se describen en un principio las características de las coberturas en cuanto al **área reportada por clase en hectáreas (CA)** que presenta la Tabla nº12, y el **porcentaje de esta superficie en el paisaje (ZLAND)**. Paralelamente, en la Figura nº42 y en la Figura nº43 se representa la evolución del paisaje elaborada, en primer caso, por medio de la distribución de las frecuencias relativas por categoría para los tres períodos evaluados (medidas en %) y en segundo caso, según la tendencia de variación de cambio de superficie de clases (en ha) comparadas entre el horizonte temporal de 50 años estudiados.

Partiendo de la valoración del área de cada clase (CA) presente en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se observa, en primer lugar, la prevalencia general en cuanto a las clases de matorral (claro, semidenso y denso) con un 62,1% del área total en 1956/57, un 71% en 1983/87 y un 62,2 % en 2006/08. Desde el punto de vista

estructural y debido a que corresponden a los elementos más extensos, dominantes y mayormente conectados dentro del paisaje del parque, las categorías mencionadas conforman la matriz paisajística.

Tabla n°12. Valoración de la superficie total de cada clase (CA) elaborada para tres periodos de estudio y el porcentaje del paisaje que ocupan las clases (ZLAND).

Clase	Superficie total (en ha) 1956/57	ZLAND (en %) 1956/57	Superficie total (en ha) 1983/87	ZLAND (en %) 1983/87	Superficie total (en ha) 2006/08	ZLAND (en %) 2006/08
Bosque claro	165,2	1	647,3	4,1	1237	19,7
Bosque denso	4079,8	25,9	2450,3	15,5	3133,8	7,8
Matorral claro	1830	11,6	4364,9	27,7	3281,1	20,8
Matorral semidenso	3667,4	23,2	3532,6	22,4	5674,4	36
Matorral denso	4305,2	27,3	3291,5	20,9	843,5	5,4
Cultivos leñosos	95,7	0,6	47,7	0,3	48,2	0,3
Cultivos varios	1482	9,4	127,7	1,4	207,4	1,3
Viñas	65,1	0,4	522,6	3,3	500,5	3,2
Prados y herbáceas	0	0	159	0,3	146,7	0,9
Suelos desnudos, afloramiento rocoso	39,4	0,3	160,2	1,5	162,2	1,6

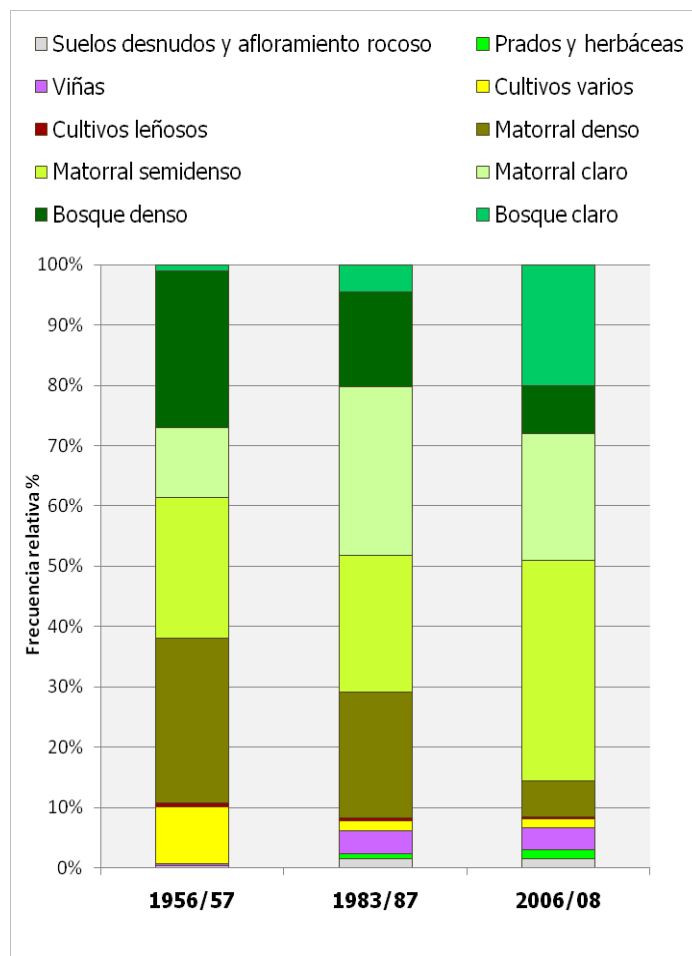
Fuente: Elaboración propia.

En segundo lugar, se advierte un aumento de la superficie de las clases de bosque claro de 165,2 ha. en 1956/57 a 1.237 en 2006/08, matorral claro de 1.830 ha. en 1956/57 a 3.821,1 ha. en 2006/08 y de suelos desnudos junto con el afloramiento rocoso de 39,4 ha en 1956/57 a 162,2 ha en 2006/07. Este aumento contrasta con una notable disminución en superficie de la clase de bosque denso de 4.079,8 ha. en 1956/57 a 3.133,8 ha. en 2006/08, y de los cultivos varios de 1.482 ha. en 1956/57 a 207,4 ha. en 2006/08. En lo que concierne al incremento en la superficie de bosque claro se obedece a varios factores. Por un lado al establecimiento de la protección legal iniciada con la creación de un ENP (lo que tuvo lugar en 1986), a su posterior gestión orientada a la protección y preservación de espacios de gran valor natural, y por otro lado, a la regeneración de ecosistemas transformados y/o dañados, así como al proceso de la sucesión ecológica que de manera natural lleva el ecosistema

hacia la reforestación. En cuanto a la permanente disminución en superficie de bosque denso y al aumento en superficie de categorías de suelos desnudos y de matorral claro, estas tendencias se relacionan principalmente con los frecuentes incendios forestales los cuales debido a que afectan gravemente a los ecosistemas constituyen uno de los agentes perturbadores más importantes. Por su parte, el notable aumento hacia el período 1983/87 de la superficie ocupada por el matorral claro se vincula, sobre todo, con el abandono, en el área de estudio, de las prácticas agrícolas lo que ocasiona el comienzo del proceso de la sucesión natural. Asimismo se explica que las áreas que inicialmente estaban bajo cultivos se transforman, en el período 1983/87, en fragmentos de matorral claro y durante el período siguiente, en matorral semidenso.

Los cambios observados en la superficie de las 10 clases seleccionadas para el estudio específico con respecto a la unidad de análisis general compuesta por el Parque del Garraf y Olèrdola se reflejan gráficamente en la Figura nº42.

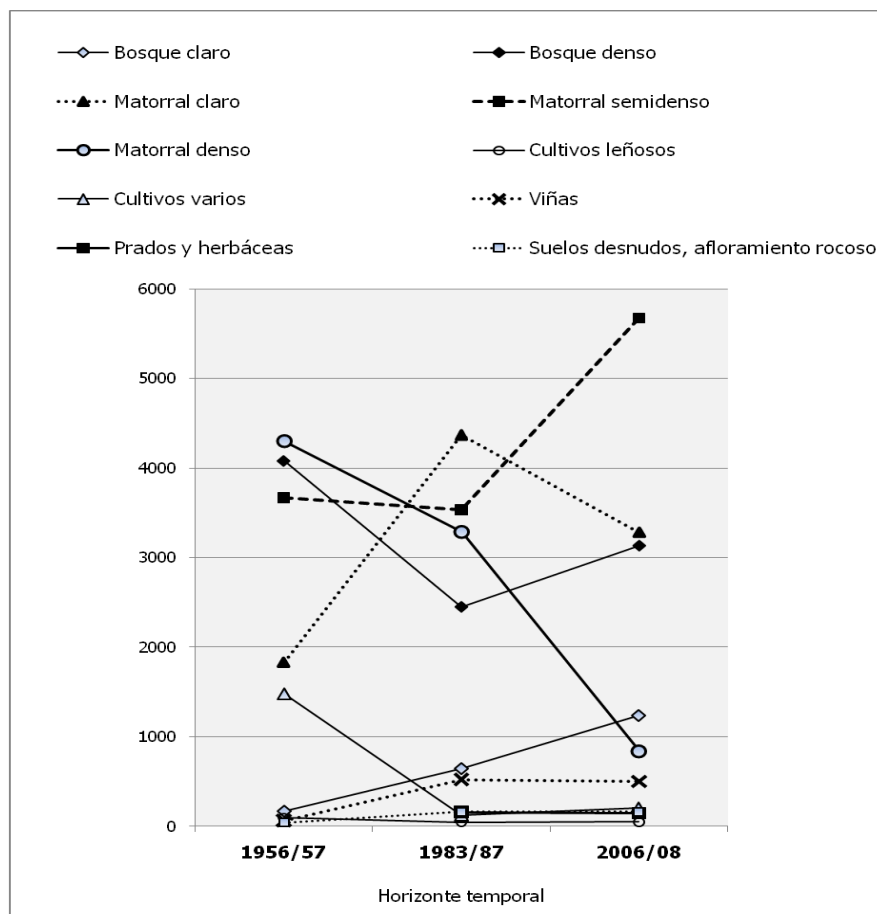
Figura nº42. Evolución del paisaje para los tres períodos evaluados representada por medio del gráfico de barras agregadas para la distribución de frecuencias relativas por categoría de cubiertas o uso del suelo.



Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con la valoración correspondiente a estos tres cortes cronológicos analizados en la Figura n°43, se observan las tendencias evolutivas de cambio en la superficie en las clases estudiadas. A pesar de que, las tendencias observadas son tanto crecientes como decrecientes (véase Tabla n°12), se distinguen dos categorías cuyo incremento en superficie total es significativo y dos categorías cuya pérdida de superficie es de gran importancia ecológica. Se trata de un aumento en la superficie de bosque claro (de 1.071,8 ha. a lo largo del período total de estudio) y de matorral semidenso (de 2.007 ha. a lo largo del período total analizado), y de una reducción del área ocupada por el bosque denso y matorral denso de 4.079,8 ha. y 4305,2 ha. en el 1956/57 a 3.133,8 ha. y 843,5 ha. presentes en 2006/08 en el parque. En cuanto a las clases agrícolas, se observa una reducción de los cultivos que en 1956/57 ocupaban el área de 1.482 ha. a 207,4 ha. presentes en 2006/08, y un aumento total de 445,4 ha. respecto a los cultivos de vid. Se hace visible que la pérdida de la cobertura compacta de vegetación, el desarrollo industrial en la zona (exploración minera, vertedero, construcción, etc.) y varios incendios han generado diferentes tipos de usos presentes en el área de estudio.

Figura n°43. Gráfico de líneas para presentar la tendencia de evolución de cada categoría comparada entre el horizonte temporal de 1956/57 a 2006/08 pasando por el período intermedio 1983/87.



Fuente: Elaboración propia.

En el análisis de la dinámica espacial del mosaico paisajístico del área de estudio se considera que un índice de gran importancia es la evolución de la magnitud de cambio en las diferentes clases de cubiertas y usos del suelo medida en hectáreas. Por esta razón, en los tres períodos valorados establecidos se calculan, para cada una de 10 clases analizadas, los **promedios anuales de cambio** (expresados en ha/año) y las **tasas de cambio (TCCi)**, estimadas en % cuyos valores se muestran recogidos en la Tabla nº12.

Durante el período total de estudio (1956/57–2006/08) los cambios de uso del suelo que fueron dados por un incremento de la superficie de bosque claro y de matorral semidenso mencionados anteriormente equivalen a una tasa media de cambio anual (TCCi) de unos 4% (20,61 ha/año) y de 0,8% (38,6 ha/año), respectivamente. En referencia a los períodos parciales (1956/57–1983/87 y 1983/87–2006/08) se observa que mientras la tasa de cambio anual (TCCi) de la clase del bosque claro se mantenía siempre positiva, la del matorral semidenso, en primer período era negativa -0,07% (-4,35 ha/año) y, en el segundo, se ha cambiado significativamente alcanzando un porcentaje positivo de 1,9%. Este valor equivale al cambio promedio anual de 85,67 ha/año. En referencia a la reducción de la superficie ocupada por el bosque denso, ésta equivale, en el período total (1956/57–2006/08), a una tasa de cambio anual de -0,5% (-18,19 ha/año) y en cuanto al matorral denso, a una tasa de cambio de -3% (-66,57 ha/año). Estos valores reflejan un cambio importante en la estructura del mosaico paisajístico del parque en el período total. Se registra también el cambio positivo del crecimiento de la superficie de bosque denso en el segundo período estudiado. La tasa de cambio de bosque denso en este período equivale a 1% lo que corresponde al promedio anual de cambio de 27,34 ha/año.

Llama la atención el valor negativo del índice de TCCi de la clase de los cultivos varios correspondiente al primer período de estudio que resulta ser de -8% lo que equivale a la pérdida de -43,69 hectáreas cada año. En el período total (1956/57–2006/08) este porcentaje es menor (-3,71%) a pesar de que equivale a un valor alto de la pérdida de superficie que corresponde a -24,51 ha/año. Cabe destacar también las tasas de cambio negativo observadas en el segundo período parcial de estudio. Los valores negativos conciernen a las clases de matorral claro (-43,35 ha/año), de matorral denso (-97,92 ha/año), de viñas (-0,88 ha/año) y de prados y herbáceas (-0,49 ha/año).

La secuencia de todos los cambios ocurridos a lo largo de los tres períodos valorados puede apreciarse detalladamente en la Tabla nº13.

Clase	Superficie total 1956/57 (ha)	Superficie total 1983/87 (ha)	Superficie total 2006/08 (ha)	Promedio anual de cambio 1956/57-1983/87 (ha/año)	Promedio anual de cambio 1956/57-2006/08 (ha/año)	Promedio anual de cambio 1983/87-2006/08 (ha/año)	TCCi 1956/57-1983/87 (%)	TCCi 1956/57-2006/08 (%)	TCCi 1983/87-2006/08 (%)
Bosque claro	165,2	647,3	1237	15,55	20,61	23,59	4,50	4,00	2,60
Bosque denso	4079,8	2450,3	3133,8	-52,56	-18,19	27,34	-1,60	-0,50	1,00
Matorral claro	1830	4364,9	3281,1	81,77	27,90	-43,35	2,80	1,10	-1,10
Matorral semidenso	3667,4	3532,6	5674,4	-4,35	38,60	85,67	-0,07	0,80	1,90
Matorral denso	4305,2	3291,5	843,5	-32,70	-66,57	-97,92	-0,90	-3,00	-5,30
Cultivos leñosos	95,7	47,7	48,2	-1,55	-0,91	0,02	-2,00	-1,30	0,10
Cultivos varios	1482	127,7	207,4	-43,69	-24,51	3,19	-8,00	-3,71	2,00
Viñas	65,1	522,6	500,5	14,76	8,37	-0,88	7,00	4,00	-0,20
Prados y herbáceas	0	159	146,7	5,13	2,82	-0,49	47,20	25,70	-0,40
Suelos desnudos, afloramiento rocoso	39,4	160,2	162,2	3,90	2,36	0,08	4,60	2,80	0,06

Tabla n°13. Cálculo del promedio anual de cambio ocurrido en los tres periodos evaluados y las tasas de cambio (TCCi) calculadas en % para cada una de las clases de cubiertas de suelo y suelos sin cubiertas de vegetación. La estimación de los valores del promedio anual de cambio (ha/año) proviene de la sustracción de los valores de la superficie de tres periodos evaluados dividida por los años estudiados. Los índices de TCCi indican los valores estimados en % de pérdida o ganancia en superficie. *Fuente: Elaboración propia*

Otro atributo importante en el análisis temporal del mosaico paisajístico orientado hacia la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola es la variedad y la diferencia respecto a la forma de los fragmentos (véase *Capítulo 4.4.2. Variación de formas de los parche* del presente estudio de investigación). Al referirse a la forma de los fragmentos se trata de la configuración de la dimensión fractal de una cierta área que corresponde a la proporción de la longitud del perímetro en relación con el área (Forman & Godron, 1986; Murcia, 1995).

La forma de los fragmentos tiene, en el estudio de la fragmentación del paisaje, una importancia primordial ya que esta condicionada o por la actividad humana o por las condiciones naturales. Según Vila *et al.* (2006) el dominio de las formas irregulares y curvilíneas favorece la naturalidad del elemento y, en contraposición, la presencia de formas sencillas o rectilíneas indica mayor artificialidad e influencia humana. Desde el punto de vista ecológico, mientras que las formas compactas, redondas y regulares son más efectivas en la protección de los recursos interiores de los fragmentos contra los procesos del ambiente exterior, las formas irregulares se identifican con los elementos paisajísticos en los cuales el intercambio de materia, energía e información con su entorno es mayor (Mandelbrot, 1984; Forman & Godron, 1986; Forman, 1997). Bajo este marco de referencia, para el presente estudio de investigación, la complejidad de las formas para cada una de las clases valoradas se estimó a través del cálculo de la **dimensión fractal ponderada por área (AWMPFD)** adicionalmente ampliada por la **dimensión fractal media (MPFD)** y el **índice de forma promedio (MSI)**. Estas métricas permiten interpretar la variación en la regularidad de las formas expresada a partir de la relación perímetro/área (Mandelbrot, 1984).

La dimensión fractal ponderada por el área (AWMPFD) es un índice que determina el valor fractal promedio de cada fragmento que constituye el mosaico paisajístico lo que permite interpretar la variación en la complejidad o irregularidad de las formas. El AWMPFD toma valores entre 1 y 2.

Teniendo en cuenta que los límites naturales de vegetación tienen formas más complejas e irregulares que aquellas que resultan de la actividad humana (como, p.ej. las parcelas de cultivo), y tomando como base a la teoría fractal (Mandelbrot, 1984; Forman, 1997) se interpreta que cuando los valores tienden a 1, los patrones de forma son sencillos, lo que puede indicar que se trata de las áreas fragmentadas y de menor naturalidad. En cambio, cuando los valores se acercan a 2, las formas son más complejas, la irregularidad y naturalidad de los fragmentos es mayor. La ponderación por área compensa la diferencia de tamaño de los fragmentos.

Los resultados de AWMPFD consignados en la Tabla n°14 muestran que existen pequeñas diferencias entre los distintos tipos de cubiertas en cuanto a la forma, siendo el matorral semidenso (en 2006/08) y el bosque denso (en 1956/57), las categorías que presentan una mayor dimensión fractal por tener formas más complejas. Debido al estrecho rango del valores, se tiene que tener en consideración que la más mínima diferencia puede ser indicativa de cambios mayores. Por tal motivo, se divide los resultados en tres grupos (véase Figura n°44). Al primer grupo de formas sencillas corresponden los fragmentos de las clases de cubiertas y uso del suelo cuyos valores son inferiores a 1,15 entre las cuales se encuentran: matorral denso, matorral semidenso y viñas del período 1956/56; bosque claro, cultivos leñosos y suelos desnudos de 1983/87; y cultivos leñosos, cultivos varios y suelos desnudos de 2006/08. El segundo grupo, constituyen clases cuyos valores oscilan entre 1,16–1,22 (véase Tabla n°14 y Figura n°44), y el tercero está formado por los elementos paisajísticos más complejos cuyos valores AWMPFD>1,23. Este grupo corresponde a los fragmentos del mosaico paisajístico del parque que muestran formas más complejas.

Tabla n°14. Dimensión fractal ponderada (AWMPFD) y dimensión fractal media (MPFD) según las clases de cubiertas y uso del suelo analizadas a nivel de paisaje en tres períodos evaluados.

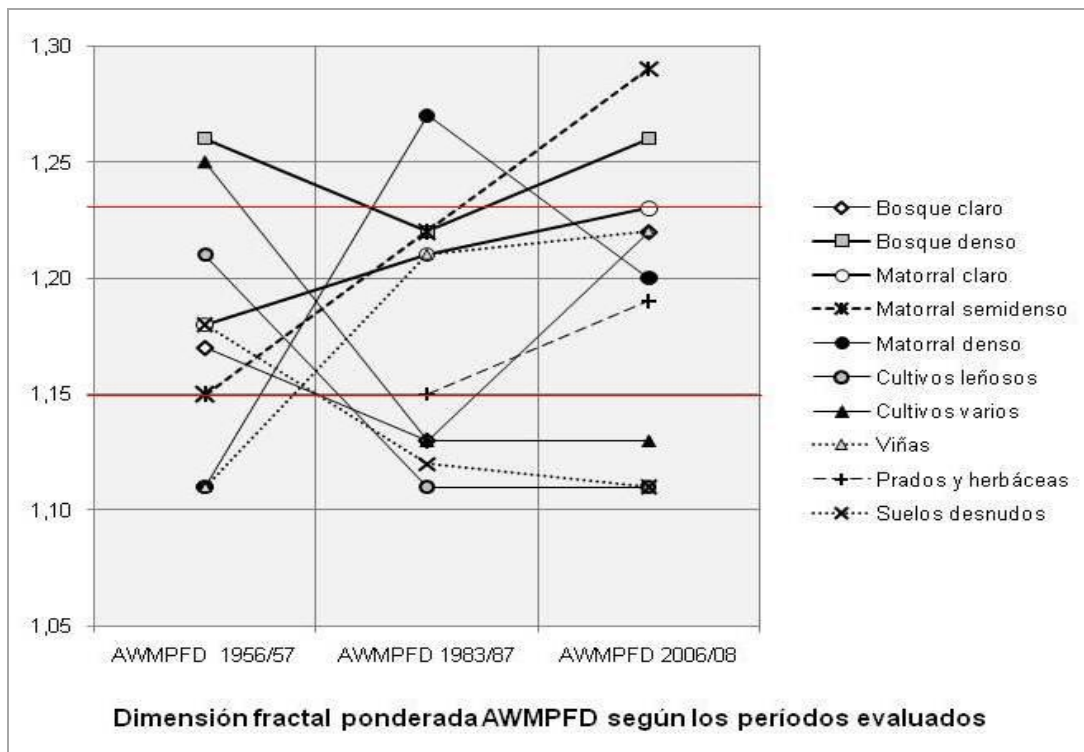
Clase	AWMPFD 1956/57	MPFD 1956/57	AWMPFD 1983/87	MPFD 1983/87	AWMPFD 2006/08	MPFD 2006/08
Bosque claro	1,17	1,11	1,13	1,09	1,22	1,10
Bosque denso	1,26	1,13	1,22	1,11	1,26	1,09
Matorral claro	1,18	1,10	1,21	1,09	1,23	1,09
Matorral semidenso	1,15	1,13	1,22	1,10	1,29	1,07
Matorral denso	1,11	1,09	1,27	1,09	1,20	1,09
Cultivos leñosos	1,21	1,12	1,11	1,07	1,11	1,07
Cultivos varios	1,25	1,12	1,13	1,08	1,13	1,07
Viñas	1,11	1,09	1,21	1,10	1,22	1,10
Prados y herbáceas	-	-	1,15	1,10	1,19	1,07
Suelos desnudos	1,18	1,11	1,12	1,06	1,11	1,04

Fuente: Elaboración propia.

Para la unidad de análisis compuesta por el Parque del Garraf y Olèrdola se observa que los parches de bosque denso y matorral claro presentan formas más irregulares y tienen el mayor valor de forma en los tres períodos evaluados. En sentido contrario, los cultivos leñosos y suelos desnudos, durante el segundo y tercer período

evaluado, tienen el valor de AWMPFD inferior a 1,15, por lo cual presentan formas más sencillas. En el caso de matorral semidenso, de matorral claro y de viñas se observa una tendencia gradual hacia la mayor complejidad y por lo tanto mayor naturalidad.

Figura n°44. Distribución de la dimensión fractal ponderada (AWMPFD) según tres clases de valores elaborados para el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola para los tres cortes temporales analizados. La clases separadas por líneas rojas corresponden a $AWMPFD < 1,15$; $1,16 < AWMPFD < 1,22$; $AWMPFD > 1,23$.



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la dimensión fractal media (MPFD), es importante señalar que durante todo el período de estudio este índice muestra los valores más próximos a 1 que a 2. La tendencia hacia simplificar la geometría fractal se hace visible sobre todo en el período 1983/87 cuando los valores de MPFD en la mayoría de las clases comparadas varían en unas décimas presentando un intervalo desde 1,07 (cultivos leñosos) hasta 1,11 (bosque denso) (véase Tabla n°14). En el contexto general, una disminución en esta medida indica que los fragmentos para el segundo período evaluado pasaron a ser menos irregulares y más sencillos, ya que mientras más bajo sea el valor, menor será la naturalidad.

Los programas utilizados permiten además estimar los valores del índice de forma promedio (MSI) que analiza la complejidad de la forma de los fragmentos de un tipo

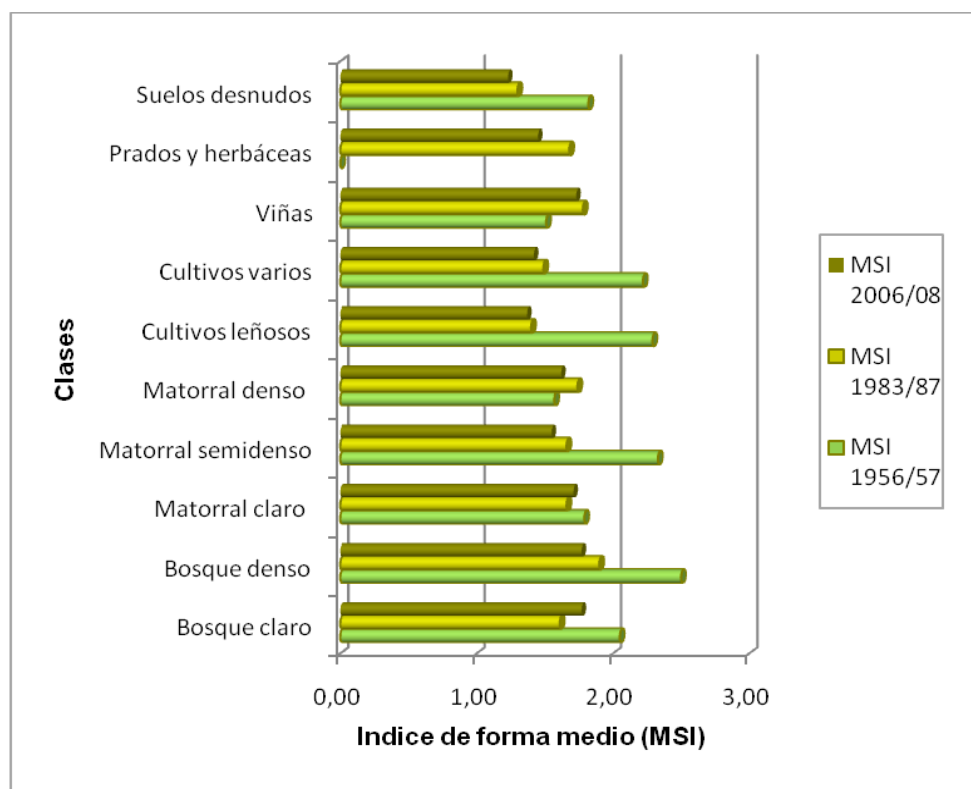
determinado en comparación con una forma estándar (píxel en el entorno raster). Los resultados obtenidos del cálculo de MSI a nivel de clase se presentan en la Tabla nº15 y en la Figura nº45.

Tabla nº15. Valores del índice de forma promedio (MSI) según clases paisajísticas.

Clase	MSI 1956/57	MSI 1983/87	MSI 2006/08
Bosque claro	2,05	1,61	1,77
Bosque denso	2,50	1,90	1,77
Matorral claro	1,79	1,66	1,71
Matorral semidenso	2,33	1,66	1,55
Matorral denso	1,57	1,74	1,62
Cultivos leñosos	2,29	1,40	1,37
Cultivos varios	2,22	1,49	1,42
Viñas	1,51	1,78	1,73
Prados y herbáceas	-	1,68	1,45
Suelos desnudos	1,82	1,30	1,23

Fuente: Elaboración propia.

Figura nº45. Índice de forma de los fragmentos (MSI) elaborado por tipo de cobertura y uso del suelo para la unidad de análisis Parque del Garraf y Olèrdola.



Fuente: Elaboración propia.

El índice de forma promedio (MSI) indica una predominancia en 1956/57 de parches irregulares en las categorías de bosque denso y matorral semidenso, cultivos leñosos y cultivos varios. En los períodos posteriores la diferencia entre las categorías mencionadas es baja (MSI mínimo=1,40; MSI máximo=1,90).

En términos generales, la comparación de los valores respecto a la forma de los fragmentos muestra que, durante el período de estudio total, el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola presenta una tendencia hacia reducción de la complejidad de las formas de los fragmentos, lo que tiende en cierto modo a la artificialidad. Sin embargo algunas clases (bosque claro y matorral claro) presentan en el período más actual, el aumento en la complejidad.

6.3.2. Índices de distribución espacial, dispersión y fragmentación

La distribución o el arreglo espacial es un parámetro que indica la conectividad estructural del paisaje y permite determinar las posibles conexiones entre los hábitats presentes (McGarigal *et al.* 2002). Los patrones espaciales actúan además como medios de integración o de barrera a distintos procesos que ocurren en el mosaico paisajístico. Cualquiera modificación en la estructura espacial de los paisajes, influye en la integridad y coherencia del sistema natural amenazando la existencia de nexos, flujos, conexiones, varias relaciones internas entre sus partes componentes, en síntesis, todo lo que sostiene o garantiza la capacidad de funcionar y producir de un paisaje. Además, se ha de tener presente que los paisajes actuales son el resultado, no sólo del funcionamiento natural, sino de múltiples perturbaciones que tienen sus raíces en las transformaciones antropogénicas asociadas a la modificación intensa del territorio, entre las cuales cabe mencionar la fragmentación del paisaje.

Dado que la fragmentación del paisaje se caracteriza por una disminución en la superficie total de un hábitat y la ruptura en fragmentos separados (Burel & Baudry, 2002) lo cual modifica las condiciones ambientales y el funcionamiento de los ecosistemas (Forman & Godron, 1986), la biodiversidad y la viabilidad de las poblaciones en los paisajes fragmentados están relacionadas con el intercambio continuo de individuos y genes entre los fragmentos componentes. De este modo, según señalan Correa do Carmo *et al.* (2001) la presencia de las especies o la viabilidad de las poblaciones se hacen dependientes de las relaciones espaciales entre los fragmentos que facilitan o restringen su movimiento.

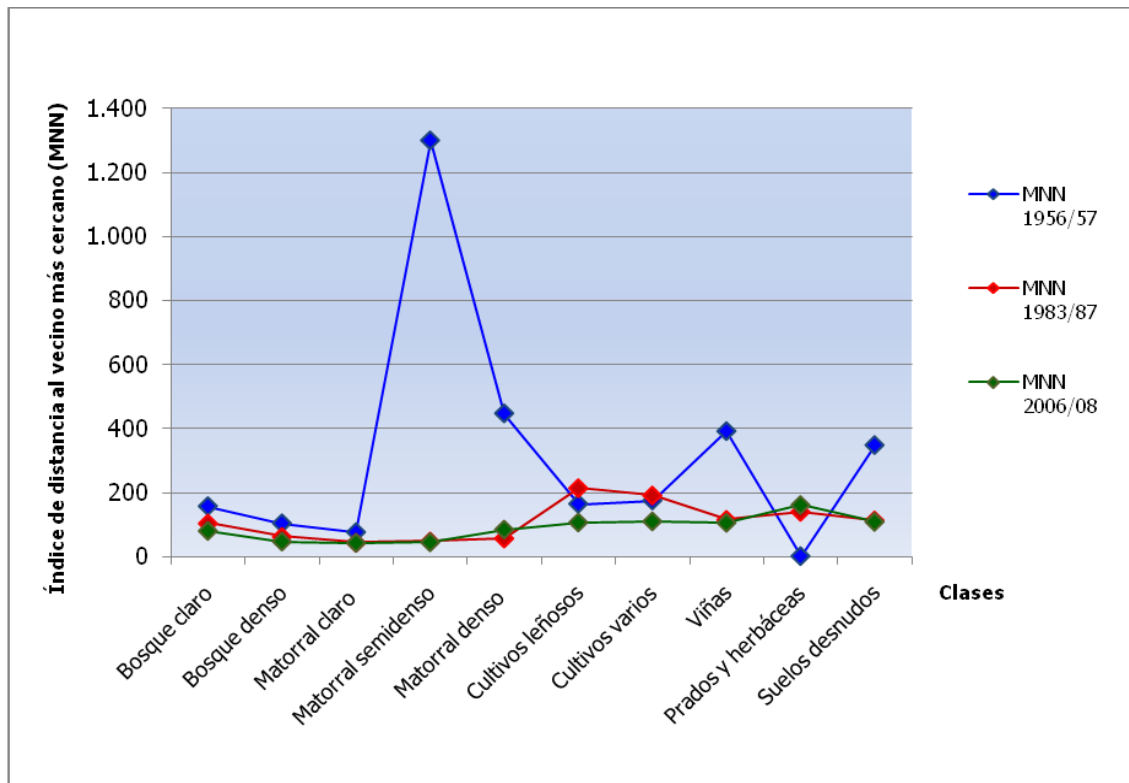
De acuerdo con esta perspectiva, uno de los parámetros fundamentales en los estudios de la fragmentación constituye el análisis de las características tales como la conectividad/aislamiento, la distribución y la dispersión o el grado de la fragmentación de los fragmentos. Teniendo en cuenta que la conectividad representa una síntesis de las variables funcionales (Marull & Mallarach, 2004), el aislamiento de fragmentos está influenciado por el arreglo estructural de éstos en el paisaje, y la dispersión genera la información sobre el grado de la perturbación del sistema, es decir, sobre el grado de la fragmentación o de compactación, se analiza la organización espacial del mosaico paisajístico mediante el empleo de tres índices: **el índice de distancia promedio al fragmento vecino más cercano (MNN)**, **el índice de proximidad media (MPI)** y **el índice de yuxtaposición (IJI)**.

Los resultados obtenidos indican que, durante los años 1956/57 y 1983/87, la distribución de los fragmentos a nivel de paisaje muestra una disminución de la distancia promedio entre los parches vecinos más cercanos cuyo valor ha bajado de 245,4 metros en 1956/57 a 97,3 metros en 1983/87. La distancia media entre fragmentos se hace más pequeña debido a que existe una división de los mismos, producida tanto por las actividades antrópicas como por los impactos naturales, tales como los incendios. En el tercer período valorado, se observa un aumento de la distancia promedio entre los fragmentos vecinos cuyo valor es de 101,6 metros. Esta tendencia de crecimiento se puede explicar como una consecuencia positiva de la protección y recuperación del paisaje desde el establecimiento del área de estudio como un Parque Natural, lo que tuvo lugar en 1986.

En la Figura nº46 y la Tabla nº16 se observa que existe variabilidad entre las 10 clases consideradas, siendo el período 1956/57 el que presenta mayor diferencia en la distancia al fragmento más cercano. En términos generales, se registra que según el tipo de cobertura y uso de suelo la mayor distancia promedio (en metros) entre los fragmentos en 1956/57 corresponde a la clase del matorral semidenso (1.299,01), en 1983/87 a los cultivos leñosos (214,4) y en 2006/08 a los prados y herbáceas (161,54). Por lo contrario, las clases de matorral claro durante todo el período evaluado y de matorral semidenso en 1983/87 y en 2006/08 promediaron valores más cercanos entre sus fragmentos (véase la Figura nº46 y la Tabla nº16).

El índice de la distancia promedio al fragmento vecino más cercano (MNN) se emplea para evaluar el grado de fragmentación o conectividad de una clase paisajística en una unidad territorial de análisis. De acuerdo con los resultados de MNN y teniendo en cuenta los resultados obtenidos del cálculo de los índices del tamaño y de la superficie

Figura n°46. Índice de distancia al vecino más cercano (MNN) elaborado por tipo de cobertura y uso del suelo para el Parque del Garraf y Olèrdola en tres cortes cronológicos evaluados.



Fuente: Elaboración propia.

Tabla n°16. Los valores de la distancia euclidiana promedio que existe entre el área de un fragmento y el fragmento más próximo elaborado para las clases y unidades en tres cortes cronológicos evaluados.

Clase	MNN 1956/57	MNN 1983/87	MNN 2006/08
Bosque claro	156,10	104,63	80,55
Bosque denso	102,65	62,83	47,46
Matorral claro	75,02	44,63	43,37
Matorral semidenso	1.299,01	48,49	45,28
Matorral denso	446,11	58,14	84,97
Cultivos leñosos	163,39	214,40	107,20
Cultivos varios	173,92	191,50	110,43
Viñas	390,55	115,89	105,98
Prados y herbáceas	-	141,07	161,54
Suelos desnudos	346,99	114,02	109,01

Fuente: Elaboración propia.

ocupada por las clases evaluadas analizados anteriormente, se confirma la conclusión antes señalada que los mosaicos paisajísticos correspondientes al segundo y tercer corte temporal evaluado (1983/87 y 2006/08) se encuentran más fragmentados, mientras que el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola, en el primer período de estudio, está compuesto por los fragmentos más grandes y, también más separados unos de otros. Por otra parte, los datos referentes a la distancia entre los fragmentos, su tamaño y su número total proporcionan la información acerca del carácter de la matriz paisajística. En este contexto, según el análisis de la relación entre estas variables se observa que en 1983/87 y 2006/08 la matriz constituyen las clases de matorral claro y semidenso, mientras que en 1956/57 la matriz está formada mayormente por el matorral denso y el bosque denso.

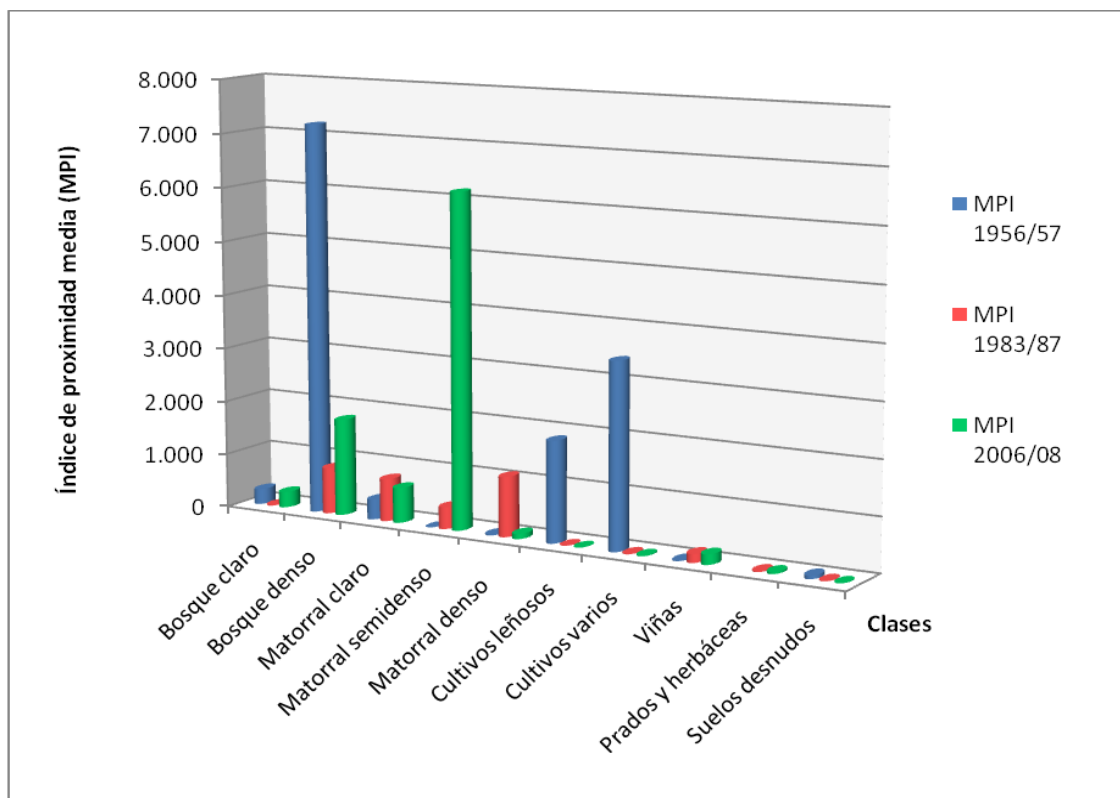
El índice de proximidad media (MPI) es otro índice espacial que mide el grado de fragmentación y aislamiento del fragmento en relación a sus vecinos y depende del número, del tamaño y de la distancia en la que se encuentran otros fragmentos de la misma clase localizados dentro de un radio de distancia determinado. Los valores obtenidos fluctúan de 0 a infinito. Los valores más cercanos a 0 indican que no se encuentra ningún fragmento vecino del mismo tipo dentro del radio, lo que muestra que el paisaje se encuentra más fragmentado y el aislamiento de los fragmentos es mayor. En el sentido contrario, el valor de MPI aumenta a medida que crece el tamaño de los fragmentos y disminuye la distancia entre estos. Así, los paisajes con valores altos indican se considera como menos fragmentados.

Durante el período total evaluado, a nivel de paisaje, se observa una diferencia notable en los valores del índice de MPI. En 1956/57 se registra un valor de 1.239,77 que disminuye notablemente hasta 365,86 en el período siguiente. A partir de 1983/87 la tendencia hacía la disminución se desvanece y se produce un aumento en valor de MPI que en el período 2006/08 corresponde a 833,37. Así, se puede comprobar nuevamente que, durante el período 1956/57–1983/87, el mosaico paisajístico ha sufrido el proceso de la fragmentación del paisaje, mientras que durante el período 1983/87–2006/08 se observa que el grado de la fragmentación paisajística se aleja de los valores reducidos en 1983/87, lo que se puede interpretar como una consecuencia positiva de la conservación y protección legal enfocada en la recuperación de la naturalidad del paisaje del parque.

La conectividad entre fragmentos está influenciada por el arreglo estructural de éstos en el paisaje. No obstante, la proximidad de hábitats facilita el movimiento e intercambio de especies naturales y vegetales, e influye en la biodiversidad ya que los hábitats aislados sostienen menos especies que los hábitats mejor conectados.

En los resultados del cálculo del índice de proximidad media elaborados a nivel de clases de las cubiertas y usos del suelo en cada fecha de referencia que se presentan a continuación en la Figura nº47 y la Tabla nº17 se observan unas diferencias claras, siendo el bosque denso en 1956/57 y el matorral denso en 2006/08 los que presentan los valores más altos por lo que tienen menor grado de fragmentación y aislamiento. Por el contrario, el matorral semidenso del primer período y las clases de cultivos leñosos y suelos desnudos de los dos períodos siguientes, son los que presentan el grado mayor (véase la Figura nº47 y la Tabla nº17). Cabe señalar que durante todo el período 1956/57–1983/87 la clase que más se ve afectada por la perturbación y fragmentación es el bosque denso, actualmente en proceso de regeneración en el parque. Importante es también destacar que sumando los presentes resultados con los del índice de número de fragmentos y del tamaño se observa que, a excepción del matorral semidenso, todas las clases de cubiertas vegetales han sido fragmentadas durante uno de los tres períodos de estudio lo que ha generado las consecuencias para la biota, como es la pérdida de hábitat total o el aumento del número de fragmentos sin cobertura.

Figura nº47. Histograma del índice de proximidad media (MPI) cuantificado a nivel de clase en tres fechas de referencia para el Parque del Garraf y Olèrdola.



Fuente: Elaboración propia.

Tabla n°17. Los valores de índice de proximidad media según las clases paisajísticas.

Clase	MPI 1956/57	MPI 1983/87	MPI 2006/08
Bosque claro	284	19	292
Bosque denso	7.220	857	1.792
Matorral claro	373	785	651
Matorral semidenso	1	410	6.181
Matorral denso	23	1.106	96
Cultivos leñosos	1.871	5	4
Cultivos varios	3.424	12	14
Viñas	14	165	190
Prados y herbáceas	-	18	36
Suelos desnudos	64	6	3

Fuente: Elaboración propia.

Partiendo en un principio de los paisajes como un todo tienen propiedades que sus partes por separado no poseen, los mismos no pueden ser descritos simplemente como la suma de elementos que los componen sino que se ha de tomar en consideración la configuración que estos elementos adoptan en el espacio, es decir, su localización y yuxtaposición (Forman & Godron, 1986).

El índice de yuxtaposición (IJI) permite conocer la configuración espacial de los fragmentos y mide la distribución, dispersión y abundancia de estas unidades dentro del mosaico paisajístico. Representa el grado de entremezclado de los fragmentos y expresa el porcentaje (%) de su adyacencia dentro del paisaje. Se trata de un índice de dispersión que presenta valores más altos cuando la dispersión entre los distintos fragmentos es más homogénea y los fragmentos están distribuidos en el paisaje con equiadyacencia. Así, en las zonas en las cuales los valores salen elevados, los fragmentos están, en su mayoría, muy separados. En cambio, los valores bajos (cerca de 0) indican paisajes en los cuales los fragmentos están distribuidos aleatoriamente.

Respecto a la medida de distribución a nivel de paisaje, el índice de yuxtaposición posee valores cercanos al 60% (60 en 1956/57, y 57 en 1983/87, y 59 en 2006/08) lo que refleja una abundancia media y una distribución de fragmentos de todas las clases de cubiertas y usos del suelo casi por todo el territorio del estudio.

Tal y como se presenta en la Tabla nº18 y la Figura nº48 cabe destacar que, a nivel de clase, mientras el índice de dispersión y yuxtaposición (IJI) toma valores del intervalo de 44% a 75%, el valor promedio de IJI, a nivel de clase, durante los tres períodos evaluados oscila entre 57-60%. Cuanto los valores son más altos y se acercan al 100% mayor es la abundancia y la distribución, lo que implica mayor fragmentación. Los resultados obtenidos señalan que la dispersión de las clases de matorral claro, matorral denso y suelos desnudos del primer período de estudio, y de viñas, prados y suelos desnudos del segundo y tercer período de estudio son las más homogéneas y distribuidas de manera equitativa en el área del parque, ya que tienen los valores más altos de este índice (véase Tabla nº18). Llama la atención que entre todas las clases evaluadas, la clase que está más yuxtapuesta durante todo el período analizado es la de suelos desnudos con aproximadamente un 70% (véase la Figura nº48) lo que se interpreta como que sus fragmentos son abundantes. En cambio, las clases de viñas (48,8) en 1956/57, de matorral claro (52,8) en los dos períodos siguientes y de matorral semidenso (51,5) en 1983/87 presentan valores más bajos lo que se puede interpretar como una dispersión heterogénea y desigual, donde algunos de los fragmentos de estas clases se encuentran a una distancia cercana y otros a una lejana. Además, se puede observar que, durante el período de 50 años, la cobertura de bosque denso tiene más de un 60% de dispersión lo que implica mayor fragmentación. Por lo contrario, los valores del IJI respecto a la cubierta de matorral claro durante el mismo período sugieren un patrón espacial más concentrado. Generalmente, en cuanto a los matorrales, éstos tienen

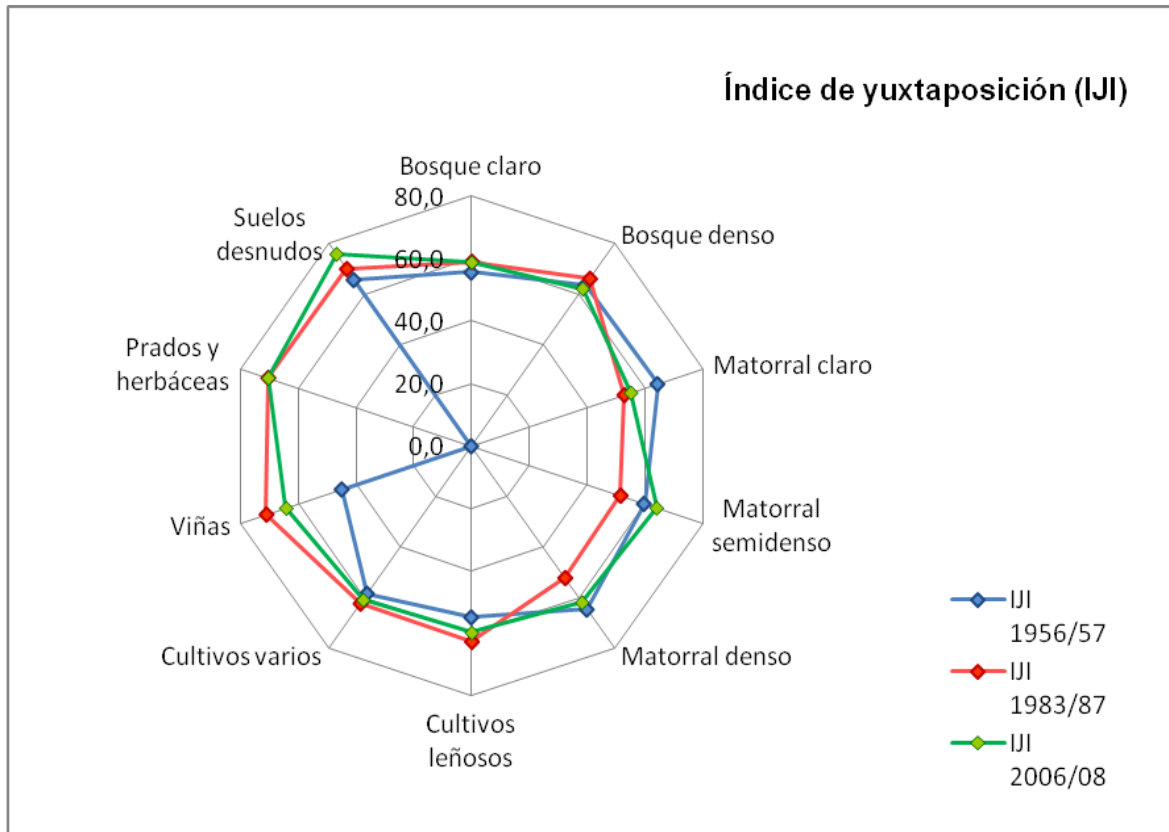
Tabla nº18. Los valores del cálculo del índice de yuxtaposición (IJI) elaborados a nivel de clase para el Parque del Garraf y Olèrdola.

Clase	IJI 1956/57	IJI 1983/87	IJI 2006/08
Bosque claro	55,7	58,9	58,7
Bosque denso	63,7	66,1	62,2
Matorral claro	64,4	52,8	55,1
Matorral semidenso	59,8	51,5	64,0
Matorral denso	64,7	52,2	61,8
Cultivos leñosos	54,9	62,7	59,7
Cultivos varios	58,4	62,3	60,8
Viñas	44,8	71,1	64,3
Prados y herbáceas	-	70,5	70,4
Suelos desnudos	65,9	70,0	75,8

Fuente: Elaboración propia.

más de un 50 % de dispersión lo cual revela que se encuentran distribuidos por casi todo el área del parque. Cabe señalar que en el caso de las viñas, ésta cubierta tiene en el período 1956/57 un índice de distribución bajo debido a que su presencia se concentraba mayormente en una zona.

Figura n°48. Índice de yuxtaposición e intermezclado (IJI) cuantificado a nivel de clase para el Parque del Garraf y Olèrdola en tres períodos de estudio: 1956/57, 1983/87 y 2006/08.



Fuente: Elaboración propia.

En síntesis, de acuerdo con los resultados del índice IJI obtenidos, durante los 50 años evaluados, el mosaico paisajístico presenta una distribución más homogénea en el primer y último período analizado que en el período 1983/87.

6.3.3. Índices de diversidad y heterogeneidad del paisaje

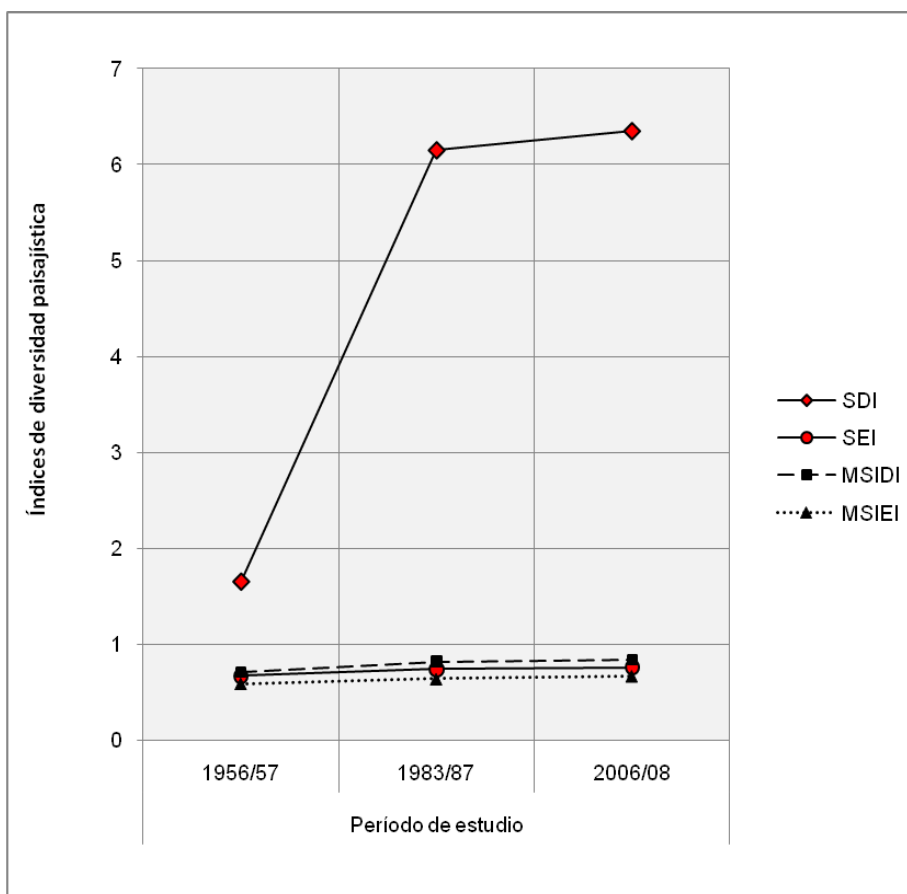
Cuando se habla de la diversidad del paisaje se observa su gran correlación con la heterogeneidad paisajística debido a que ambos conceptos se combinan y constituyen unas de las principales características de cada paisaje (Farina, 2000). Mientras que la primera hace referencia a la variedad que describen las diferentes cualidades de los

fragmentos, la heterogeneidad, según Farina (2002), representa la complejidad espacial del mosaico de modo que corresponde a la distribución de los elementos del paisaje o de las relaciones que ocurren entre ellos (Li & Reynolds, 1994). De la misma manera, comprenden la heterogeneidad Burel & Baudry (2002) señalando que es un factor de organización de los sistemas ecológicos por lo cual puede ser considerado de acuerdo con los componentes espaciales, temporales y funcionales. Según estos autores, las variaciones en la diversidad biológica y la heterogeneidad espacial reflejan el cambio en funciones y procesos dentro del sistema ecológico, y se ven afectados por los procesos de modificación, transformación o fragmentación del paisaje. Por consiguiente, señalan que ambos conceptos, en la Ecología del Paisaje, a menudo están relacionados con la calidad del paisaje en los paisajes naturales y rurales, de modo que se asocia una alta diversidad/heterogeneidad biológica a un paisaje de calidad y viceversa. Además, es importante admitir que la evaluación de la diversidad y heterogeneidad se ha de hacer, según Wilson *et al.* (1996), con respecto a la riqueza de especies en un tiempo y lugar determinado debido a que esta relación se considera uno de los principios en el estudio de los recursos biológicos de un territorio. Por esta razón, no debe sorprender que los estudios relacionados con la estructura del paisaje señalan una correlación entre la diversidad, riqueza, calidad con el grado de fragmentación y la perturbación del medio. Una mayor fragmentación puede influir en la composición específica de fauna y flora, y también en su riqueza (Burgess & Sharpe, 1981) ya que con el aumento de la fragmentación, aumenta el riesgo de pérdida de especies de plantas y animales en un territorio, es decir, la pérdida de la biodiversidad (Fahrig, 2003).

En el presente estudio de investigación como medidas utilizadas para la evaluación de la diversidad/heterogeneidad paisajística y la riqueza en el Parque del Garraf y Olèrdola se aplican los **índices de diversidad de Shannon (SDI) y de diversidad de Simpson modificado (MSIDI), los índices de equitatividad de Shannon (SEI) y de Simpson modificado (MSIEI), y el índice de riqueza de los parches (PR)** (McGarigal & Marks, 1995) calculados, en tres períodos de estudio, a escala de paisaje.

De acuerdo con los resultados obtenidos (véase la Figura nº49 y la Tabla nº19), los índices de diversidad de Shannon (SDI) y de diversidad de Simpson modificado (MSIDI), en la primera aproximación al análisis, muestran una tendencia al incremento en la diversidad del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola lo cual, en términos generales, se traduce en que, durante el período de estudio total, la diversidad a nivel de paisaje ha aumentado.

Figura n°49. Tendencia de variación del valor de los índices de diversidad de Shannon (SDI) y de diversidad de Sipmson modificado (MSIDI), de equitatividad de Shannon (SEI) y de equitatividad de Simpson modificado (MSIEI) observada a nivel de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en el período total desde 1956/57 hasta 2006/08.



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a los resultados del índice de diversidad de Shannon, éstos reflejan en 1956/57 un paisaje con una diversidad media (SDI=1,65 calculado para 13 clases distinguidas en este período de estudio (véase la Tabla n°19)), la cual incrementa conforme aumenta el número de las clases de cubiertas y usos del suelo, y pasa a tener en 1983/87 un valor de 6,15, y en 2006/08 un valor de 6,35, calculados para 24 y 28 clases paisajísticas, respectivamente. Asimismo, los valores obtenidos para 1983/87 y 2006/08 reflejan un paisaje con alta heterogeneidad espacial, lo que puede ser causado tanto por las condiciones naturales y las características biofísicas del parque, como por los múltiples y dañosos incendios forestales, así como puede estar relacionado con la intensa transformación formada por las actividades antrópicas. Es importante señalar que en la ecología del paisaje, se combina, frecuentemente, el índice de diversidad de cubiertas (SDI) con el proceso de la fragmentación ecológica. Desde este punto de vista, los resultados muestran que un aumento en la diversidad paisajística observada en el

período 1956/57–1983/87 refleja un incremento en cuanto a la fragmentación del paisaje debido a que, en función de la distribución espacial de los fragmentos y cuanto más alto sea el número de los fragmentos y menos grande su tamaño, más diverso y fragmentado será el paisaje, y por tanto, su estructura más heterogénea (McGarigal & Marks, 1995). En lo que concierne al período 1983/87–2006/08, a pesar de que el incremento del índice de SDI es leve (véase la Figura nº49) y los índices calculados anteriormente revelan que el mosaico paisajístico tiende a tener un mayor grado de naturalidad, el valor de SDI sigue siendo alto. No obstante, este valor indica que en el mosaico paisajístico del parque es más diverso en cuanto a la composición y la heterogeneidad de los fragmentos presentes en él, pero no evidencia el incremento en la fragmentación o degradación de los ecosistemas. Al contrario, el aumento en la diversidad paisajística, corresponde a la presencia de nuevas clases establecidas según los programas de recuperación del paisaje dentro del Parque del Garraf y Olèrdola, tales como “zonas de recuperación vertedero” o “zonas de restauración minera”, entre otras.

Tabla nº19. Cálculo de los índices de diversidad, abundancia y riqueza elaborado para la unidad de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en tres períodos de estudio.

Índices	Período de estudio		
	1956/57	1983/87	2006/08
SDI	1,65	6,15	6,35
SEI	0,67	0,74	0,76
MSIDI	0,71	0,82	0,84
MSIEI	0,59	0,64	0,67
PR	13,00	24,00	28,00
PRD	0,08	0,15	0,17

Fuente: Elaboración propia.

El índice de diversidad de Simpson modificado (MSIDI) evalúa el número de diferentes tipos de cubiertas y usos del suelo y su distribución del área según la probabilidad que dos puntos seleccionados al azar pertenezcan a un fragmento de clase diferente (McGarigal & Marks, 1994). Los valores próximos a 0 indican que el paisaje contiene solamente un fragmento homogéneo (poca diversidad), y se acerca a 1 conforme al incremento del número de tipos de fragmentos en el paisaje (mayor diversidad). Según el cálculo de MSIDI, la configuración de los paisajes presentes en los

tres períodos estudiados resulta contrastable, pasando de 0,67 en 1956/57, por 0,74 en 1983/87, hasta 0,76 en 2006/08.

Teniendo en cuenta el aumento en número de fragmentos en el mosaico paisajístico del parque durante el período evaluado y, por otra parte, los valores de SDI y MSIDI, era presumible que los resultados del cálculo del índice de distribución y abundancia de Shannon (SEI) y de distribución y abundancia de Simpson modificado (MSIEI) indiquen también un aumento (véase la Tabla nº19). En este sentido, ambos índices muestran un incremento en equitatividad de los fragmentos variando, en el caso del SEI de 0,67 en primer período de estudio a 0,76 en el período final y, en cuanto al MSIEI, de 0,59 en 1956/57 a 0,67 en 2006/08. Esta variación en cuanto al SEI y MSIEI se debe a que el cálculo está elaborado a nivel de paisaje y no a nivel de clase.

Finalmente, se tiene que tener en cuenta que existe una diferencia importante entre el análisis de “la diversidad del paisaje dado” y del análisis de “su variedad y riqueza”. Ésta última equivale a la calidad de las unidades o fragmentos presentes en el mosaico paisajístico. Para cuantificar la riqueza del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se emplea el cálculo de dos índices, a saber, el índice de la riqueza de parches (PR) y el índice de densidad de riqueza (PRD). Tal y como muestra la Tabla nº19, cabe destacar que, a nivel de toda unidad de análisis, los resultados de PR se identifican con las clases de cubiertas y usos del suelo distinguidas y establecidas en el proceso de la fotointerpretación y digitalización. En cuanto a la relación entre la riqueza y el área total de estudio, los valores estimados reflejan un aumento de la densidad de riqueza (PRD) pasando de 0,08 en el período inicial a 0,17 en período final.

6.3.4. Métricas de borde

La fragmentación afecta a los ecosistemas alterando tanto las condiciones naturales que existen dentro de un fragmento individual como los flujos de materia y energía entre todos fragmentos que forman el mosaico paisajístico. Uno de los efectos negativos de la fragmentación del paisaje que altera las condiciones ambientales dentro de las unidades o fragmentos, es el aumento del efecto borde el cual produce un aumento en la relación perímetro/área. De esta manera, se afecta gravemente a la calidad de hábitats, lo que lleva a una pérdida de especies presentes en estas áreas. En términos generales, el efecto borde es mayor en los fragmentos más irregulares ya que en ellos es mayor la relación perímetro/área.

Se llevó a cabo realizar la valoración del efecto borde a nivel de clase y de paisaje por medio del cálculo de cuatro índices entre los cuales cabe destacar los siguientes: **el total de bordes para cada clase (TE), la densidad de bordes por hectárea (ED), el total de área núcleo (TCA) y la media de área núcleo (MCA)**. Los resultados de este cálculo, se presentan en la Tabla nº20.

Tabla nº20. Comparación de las métricas de borde y de área núcleo elaboradas a nivel de clase y de paisaje para la unidad de análisis el Parque del Garraf y Olèrdola, en tres períodos de estudio. CLASES: BC=Bosque claro, BD=Bosque denso, MC=Matorral claro, MS=Matorral semidenso, MD=Matorral denso, CL=Cultivos leñosos, CV=Cultivos varios, V=Viñas, PH=Prados y herbáceas, SD=Suelos desnudos. ÍNDICES: TE=Total de borde para cada clase, ED=Densidad de bordes, TCA=Total de área núcleo, MCA=Media de área núcleo.

Clase/ Índices	BC	BD	MC	MS	MD	CL	CV	V	PH	PAISAJE
TE 1956/57	314,6	546,0	388,2	37,7	41,8	435,6	345,1	34,2	x	1195,8
TE 1983/87	281,8	648,3	1300,7	1247,1	971,1	43,3	70,2	216,7	107,4	2773,9
TE 2006/08	365,8	751,5	793,0	1010,5	367,6	50,7	120,0	229,6	96,9	2240,7
ED 1956/57	19,9	34,6	24,6	2,4	2,7	27,6	21,9	2,2	x	75,8
ED 1983/87	17,9	41,1	82,5	79,1	61,6	2,7	4,5	13,7	6,8	175,9
ED 2006/08	23,2	47,6	50,3	64,1	23,3	3,2	7,6	14,6	6,1	142,1
TCA 1956/57	140,0	3329,2	993,9	114,6	45,0	80,6	1259,2	23,9	x	x
TCA 1983/87	324,3	1627,4	2740,2	1986,6	2048,2	8,0	52,1	263,0	45,0	x
TCA 2006/08	799,8	2191,4	2274,7	4374,7	422,2	4,8	69,6	226,4	47,4	x
MCA 1956/57	9,7	20,4	3,2	5,5	0,9	4,6	9,1	0,4	x	x
MCA 1983/87	1,0	3,2	2,8	1,8	2,8	0,2	0,7	1,3	0,4	x
MCA 2006/08	2,3	4,6	4,6	8,8	1,2	0,1	0,6	1,0	0,6	x

Fuente: Elaboración propia.

Es importante señalar que los resultados del análisis de las métricas de borde y de área núcleo, se ha elaborado solamente para las clases de cubiertas vegetales (véase la Tabla nº20 y la Figura nº50) puesto que son éstas, en las que la relación

perímetro/área y el tamaño del área núcleo tienen importancia ecológica. Asimismo, desaparece la clase de los suelos desnudos que estaba presente en los cálculos de los índices anteriores.

En referencia al cálculo de área total de borde (TE), nivel de paisaje, se observa su aumento en el primer período de estudio (1956/57–1983/87) y su disminución suave en el período segundo (1983/87–2006/08), pasando principalmente de 1195,8 a 2773,9 y, posteriormente a 2240,7. Esta tendencia se interpreta, en primer lugar, como un aumento en la heterogeneidad paisajística en el área de estudio, debido a la progresiva división de superficies grandes en fragmentos más pequeños. En cuanto a la disminución de la heterogeneidad en el período posterior, ésta se interpreta como una consecuencia positiva de la recuperación y conservación paisajística establecida con la declaración del área de estudio como un Espacio Natural Protegido.

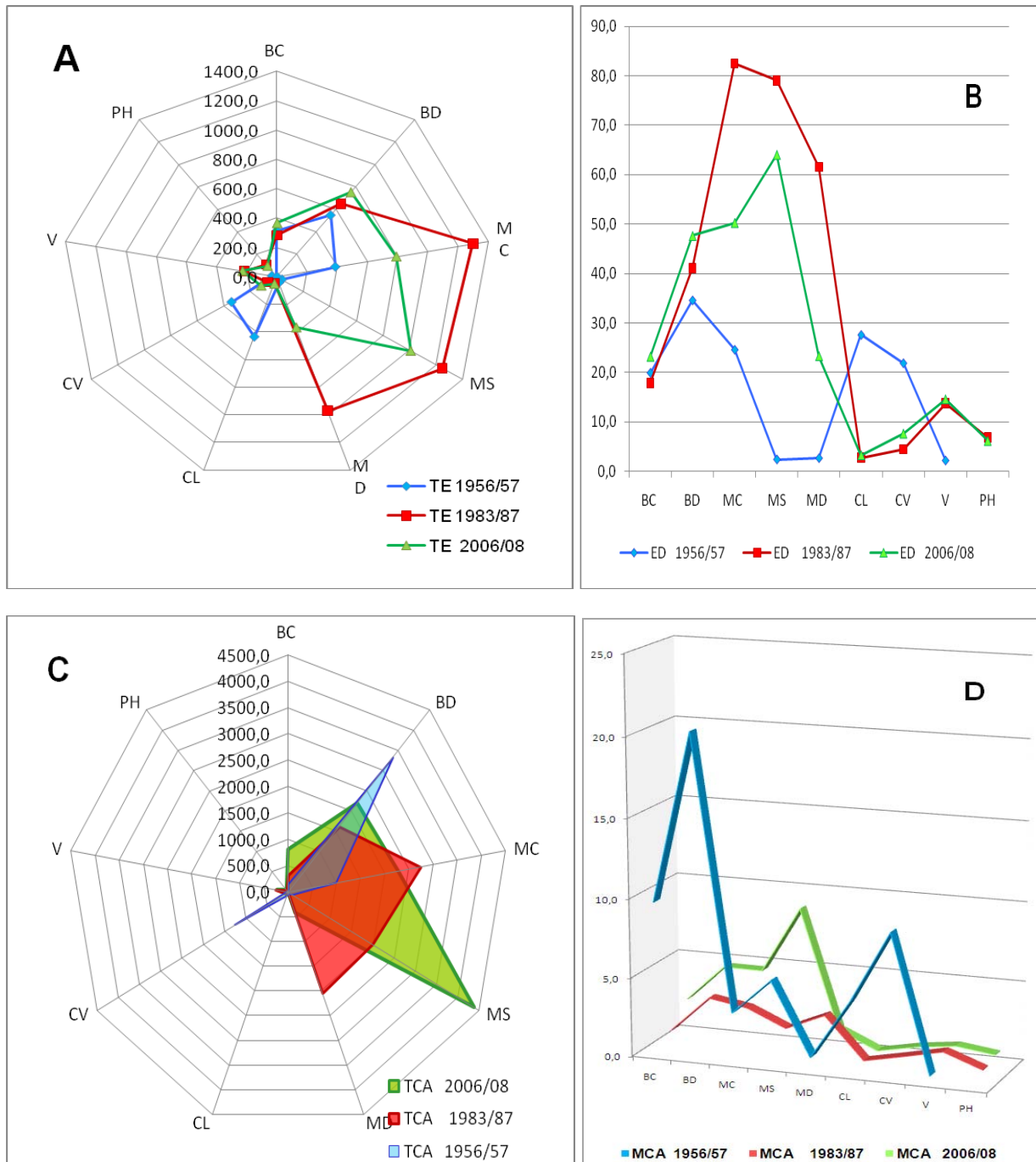
La representación de métricas de TE elaboradas a nivel de clase, se presenta de forma gráfica en la Figura nº50. Como se visualiza en el gráfico A, y tal y como muestra la Tabla nº20, mientras que las clases de bosque denso y de los cultivos leñosos presentan valores más altos en 1956/57, y en los dos períodos siguientes los valores máximos corresponden al grupo de los matorrales, es decir, al matorral claro, matorral semidenso y matorral denso, los valores mínimos se registran en viñas (1956/57), cultivos leñosos y cultivos varios (en 1983/87 y 2006/08). Llama la atención la gran diferencia en cuanto al valor de TE calculado para la clase de matorral semidenso. Este valor varía de 37,7 en 1956/57 a 1.241,1 en 1983/87. Un cambio similar se registra en los resultados correspondientes a la clase de matorral denso.

En lo que concierne a la densidad de bordes (ED) que equivale a la suma de las longitudes de todos los bordes que corresponden a los fragmentos del hábitat de interés respecto al área total del paisaje, se observa un aumento en valor en todas clases de vegetación natural y una disminución en las cubiertas vegetales de origen antrópico con una excepción de viñas (véase el gráfico B de la Figura nº50). En general, la densidad de borde es un valor que aumenta con los fragmentos pequeños e irregulares (véase capítulo 4.4.5. *Definición de las zonas de transición (edge) y el efecto de borde*, del presente estudio de investigación), debido a que están más expuestos e influenciados por las condiciones de la matriz. Asimismo, al aumentar los bordes en el paisaje, aumenta la fragmentación.

La densidad de borde presenta un aumento notable registrado (igualmente como en la métrica anterior), en las clases de matorral claro, matorral semidenso y denso, lo

que refleja la incapacidad de los fragmentos pequeños e irregulares de amortiguar el impacto producido por la división de los fragmentos grandes y compactos.

Figura n°50. Las variedades de la superficie de borde (TE), la densidad de borde (ED) y de los áreas núcleos (TCA, MCA), observadas a nivel de paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en el período total desde 1956/57 hasta 2006/08. CLASES: BC=Bosque claro, BD=Bosque denso, MC=Matorral claro, MS=Matorral semidenso, MD=Matorral denso, CL=Cultivos leñosos, CV=Cultivos varios, V=Viñas, PH=Prados y herbáceas, SD=Suelos desnudos.



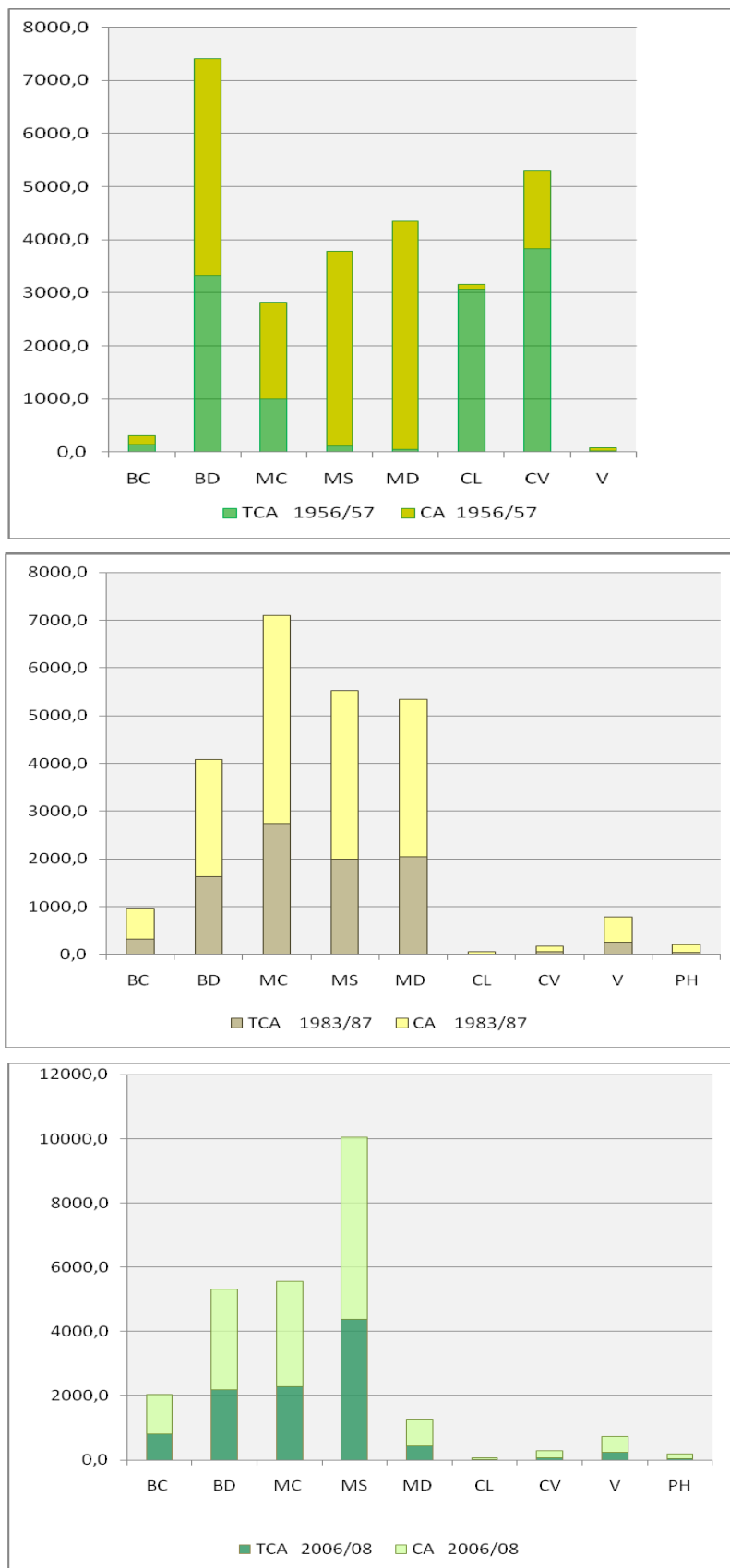
Fuente: Elaboración propia.

La reducción del tamaño de los fragmentos causada por la división de superficies más o menos amplias influye también en el tamaño del “*área núcleo*” referente a la superficie interior de fragmento que no está afectada por las perturbaciones exteriores.

La extensión del área interior (TCA), igualmente que los efectos de borde, está principalmente relacionada con el tamaño y la forma de los fragmentos así como con la distancia utilizada para determinar el efecto de borde. Como se ha establecido en la metodología aplicada, la resolución apropiada, para el presente estudio de investigación, es el raster de 20x20 metros. Las métricas de área núcleo calculadas a nivel de clase se presentan en hectáreas en la Tabla n°20 y se reflejan gráficamente en la Figura n°50 (gráfico C). Los valores de áreas núcleos (TCA) permiten determinar cuales superficies de hábitat interior corresponden a las clases de cubiertas vegetales. Asimismo, la cantidad relativa del hábitat interior, corresponde a las clases de bosque denso y de cultivos varios los que en 1956/57 ocupaban unas superficies amplias, y según el índice de LPI, poseían, en este período de estudio, unos fragmentos grandes y compactos. El abandono o la transformación de las prácticas agrarias muestra una notable diferencia en cuanto al valor de TCA registrado en las clases de cultivos que pasaron de 1259,2 ha. a 52,1 ha. en 1983/87, ocupando en 2006/08 69,6 ha.. En cuanto al período segundo, se observa que los bosques densos seden la importancia a otras clases de cubiertas naturales, tales como matorral claro y denso cuyas superficies de área interior (TCA) tienen valor de 2740,2 ha y 2048,2 ha, respectivamente. En el último período, se registra el aumento notable en cuanto a TCA respecto al matorral semidenso (4374,7 ha.) y al bosque denso (799,8ha.).

El cálculo del promedio de las áreas núcleo (MCA) basado en el total de área de cada clase se visualiza en la Figura n°50 (gráfico D). Los altos valores de esta métrica indican que la superficie total de la clase es menos fragmentada, por ejemplo la cubierta de bosque denso en 1956/57 o de matorral semidenso en 2006/08. En cambio, cuanto más pequeños son los valores de MCA, la fragmentación, a nivel de clase, aumenta. Adicionalmente, se muestra una comparación entre el área total de cada clase y su respectiva zona núcleo. La representación de estos datos de forma gráfica, elaborada para cada uno de los períodos evaluados por separado, se muestra en la Figura n°51.

Figura n°51. Comparación de las métricas de área total de la clase (CA) en el paisaje y el área núcleo total (TCA) elaborada para los tres períodos evaluados. BC=Bosque claro, BD=Bosque denso, MC=Matorral claro, MS=Matorral semidenso, MD=Matorral denso, CL=Cultivos leñosos, CV=Cultivos varios, V=Viñas, PH=Prados y herbáceas, SD=Suelos desnudos.



Fuente: Elaboración propia.

6.4. Diferencia multitemporal. Comportamiento dinámico de las cubiertas y usos del suelo en el período total evaluado de 1956/57 a 2006/08.

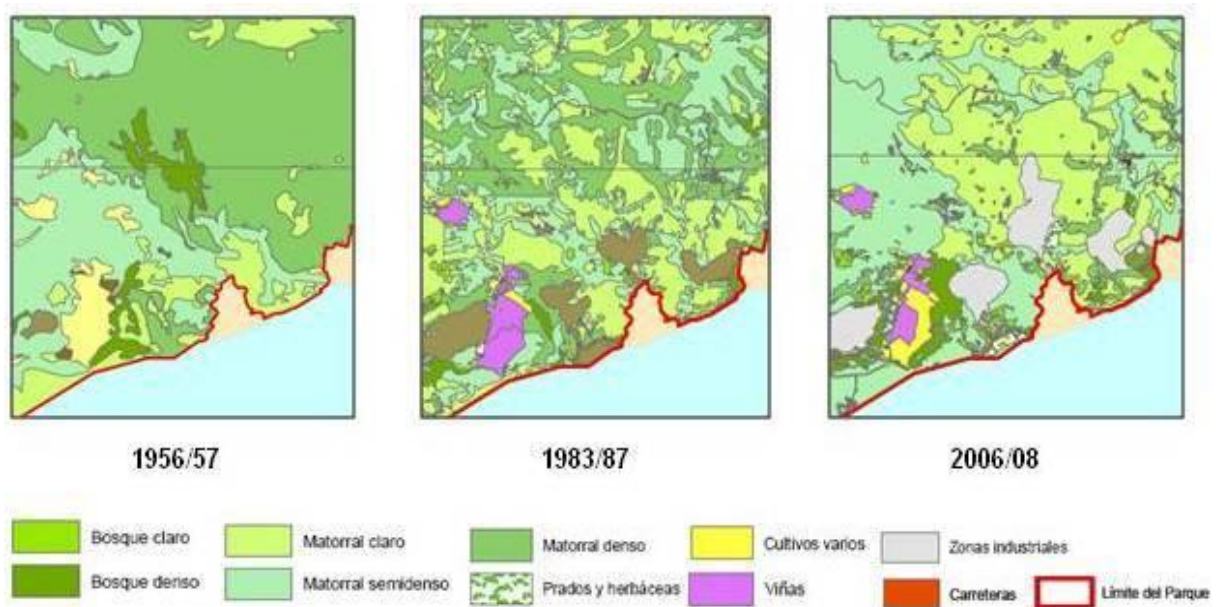
El análisis de los resultados estadísticos, en cuanto a la estructura, la configuración y la composición del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola en tres períodos de estudio 1956/57, 1983/87 y 2006/08, demuestra que los procesos evolutivos son diferentes y que el conjunto de transformaciones paisajísticas estructurales son consecuencias de una adaptación del medio a las circunstancias y alteraciones ocurridas (naturales y antrópicas). Debido a que entre los fines del presente estudio de investigación se puede encontrar la representación de forma gráfica de las áreas que han cambiado y la determinación del grado de cambios seguidos en el parque durante el período total y los períodos parciales, se presenta a continuación el análisis que concierne a este problema.

6.4.1. Análisis de la dinámica de evolución del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola.

De acuerdo con el modelo ecosistémico, la estructura, la función y la evolución, o el cambio, son las principales propiedades del paisaje (Forman & Godron, 1986). Mientras la estructura que queda definida por el patrón de la distribución espacial conformada por los elementos del paisaje indica el funcionamiento ecológico del territorio y de los procesos que ocurren dentro de él, la evolución que se refiere a la alteración en dicha estructura y función del mosaico paisajístico a lo largo del tiempo se analiza a través de la dinámica de la alteración del patrón espacial. Así, la dinámica de la evolución del paisaje comprende, esencialmente, los cambios en la estructura del paisaje que se asocian a las diferencias en el arreglo espacio-temporal de las cubiertas y los usos del suelo que se han registrado en el tiempo estudiado (véase Figura nº52). El análisis de los tres mapas de la estructura de los mosaicos paisajísticos elaborados para los distintos períodos distintos pretende poner de manifiesto el aumento de información que producen los mapas de la evolución de la estructura del paisaje del parque, con relación a la caracterización de nivel de cambio. De esta manera, al comparar las superficies de diferentes tipos de uso y cubiertas del suelo, en diferentes períodos considerados, se puede determinar si existen cambios ocurridos en la composición y configuración espacial. Sobre esta base de información se clasifican las superficies según la magnitud de cambio de uso (cambio profundo, moderado, suave o sin cambio) y se generan los correspondientes mapas de evolución del paisaje del parque para los períodos parciales de 25 años aproximadamente (véase Mapa nº7

y Mapa n°8), y para el período total de 50 años (Mapa n°9), los cuales se presentan a continuación. Sin duda alguna, los cambios o las alteraciones en el paisaje, según señala Farina (1998, 2000), dependen de los procesos dominantes y de su intensidad, de las condiciones y de la fragilidad ambiental, de las circunstancias históricas y de las escalas espacio-temporales. En este sentido, el análisis sobre los procesos dinámicos de los cambios en la cobertura del suelo es importante porque proporciona la base para conocer las tendencias de los procesos de transformación, degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada (Velázquez *et al.* 2002).

Figura n°52. Muestra del comportamiento dinámico de la vegetación y del uso antrópico y los cambios producidos en la combinación de diversos componentes del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola observado a lo largo de 50 años.



Fuente: Elaboración propia.

En una primera visión, se denota que las tendencias evolutivas en la estructura del paisaje del parque en el período comprendido entre 1956/57 y 1983/87 son más intensas y profundas que en el segundo período de estudio. El cambio significativo en la estructura del parque aparece con la transformación y reducción de la superficie vegetal bastante compacta, lo que ocasiona en el segundo período una visible división y fragmentación del paisaje, y con el desarrollo de la actividad minera, la cual está ubicada en las zonas suroeste del parque y clasificadas como las zonas en las cuales el cambio en el estructura del paisaje fue profundo. Entre otros cambios profundos que en los mapas (Mapa n°7, Mapa n°8, Mapa n°9) se muestran, en color rojo, se encuentran la zona del vertedero de basuras ubicado en la parte oeste del parque y las zonas de los

cultivos de vid ubicados en la parte norte del Parque del Foix. Sin embargo, en el segundo período de estudio, que corresponde al período entre 1983/87 y 2006/08, la tendencia hacia el aumento en la fragmentación desaparece; se observa un paisaje muy heterogéneo en el que los cambios profundos son pocos, mientras que los cambios moderados son dispersos en toda el área del estudio, centrándose en las zonas norte y sur del Parque del Garraf, en la zona norte del Parque de Olèrdola y en la zona sur del Parque del Foix (Ver Mapa nº8).

Durante el lapso de 50 años (período total), la transformación del paisaje ha sido significativa y numerosa (véase Mapa nº9); Este proceso se considera como la suma de cambios que han afectado a la zona de estudio en los períodos parciales y que se ven reflejados en la magnitud de los cambios profundos y moderados en la estructura espacial. A su vez, el Mapa nº9 permite observar un aumento de la fragmentación del paisaje durante el período 1956/57-2006/08, así como observar dónde se centran las diferencias y los cambios en el patrón espacial relacionados con las transformaciones dadas por el uso del suelo y no por las características ambientales o los cálculos numéricos. Los cambios en las superficies totales de cada una de las clases se pueden apreciar más en detalle en las matrices presentadas a continuación, las cuales muestran los datos numéricos calculados con base en la combinación de los mapas de uso y cubiertas del suelo de 1956/57, 198/87 y 2006/08.

6.4.2. Análisis de la dimensión temporal: evaluación de la matriz de cambio.

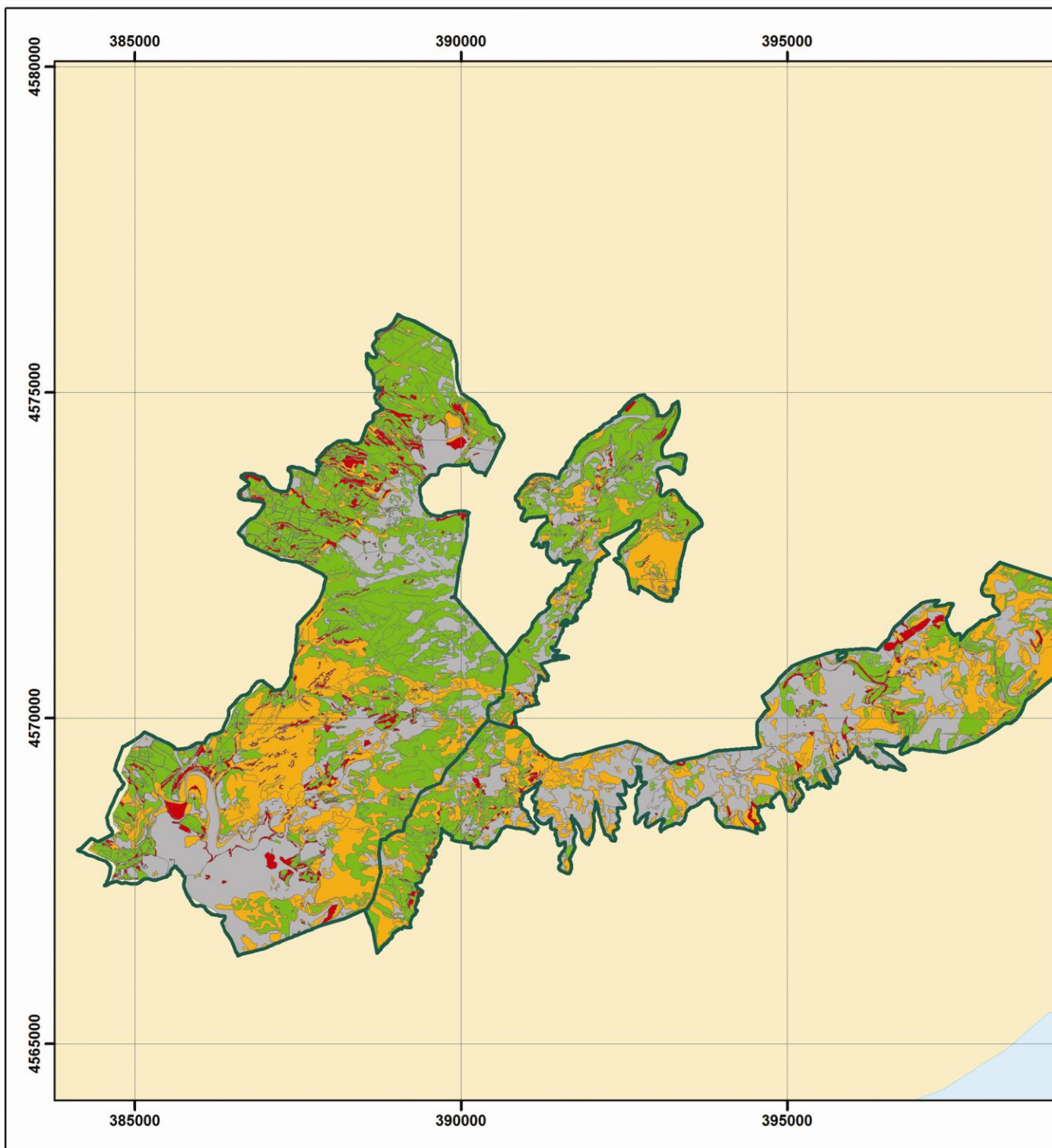
El proceso de análisis de la fragmentación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola implica, adicionalmente, una evaluación detallada en la diferenciación de las clases presentes en el paisaje. Por este motivo y con la finalidad de obtener los valores de cambios numéricos entre las diferentes cubiertas y usos del suelo para los tres períodos analizados (1956/57, 1983/87 y 2006/08), se utiliza una evaluación del análisis espacial que se presenta en forma de una matriz de cambio y donde se cruzan los resultados numéricos obtenidos tras aplicar el programa *Fragstats* y *Patch Analyst 4*. La unidad de muestreo utilizada es el raster con un tamaño de píxel de 20 metros, mientras que las superficies de cambio entre las clases son medidas en hectáreas. Con esta información se puede examinar el comportamiento de cobertura-uso, analizar la cantidad de la superficie de cobertura de las clases para cada tiempo estudiado y validar numéricamente los resultados.

En definitiva, se construyen tres matrices de cambios (véase Tabla nº20, Tabla nº21, Tabla nº22) que revelan la dinámica de la evolución y cambio acaecido en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola durante un período global de 50 años evaluado en tres cortes temporales: 1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08 y 1956/57–2006/08. Es importante recordar que los resultados que se localizan en la diagonal que cruza la matriz representan las áreas donde no se produjeron cambios entre los pares de categorías de las dos fuentes de información comparadas (la más antigua y la real). Las diferencias que aparecen entre el número de las clases de cobertura y uso en las matrices aparecen a causa de las diferencias presentes entre el número de las clases distinguidas en el proceso de fotointerpretación, digitalización y elaboración cartográfica respecto a los tres períodos estudiados.

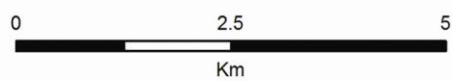
La comparación temporal del mosaico paisajístico en el área de estudio en los tres períodos de referencia permite establecer diferencias significativas en la composición del paisaje; sin embargo, la primera información recogida de las tres matrices es el estado del mantenimiento de la superficie (la diagonal que cruza la matriz). Asimismo, en cuanto a los dos periodos parciales de referencia (véase Tabla nº21, Tabla nº22), los matorrales son la clase que ocupa la mayor superficie en el paisaje del parque y también presenta una mayor superficie sin cambios a lo largo del tiempo estudiado (1.531,64 ha. de matorral denso en el caso del período 1956/57-1983/87, y 1.974,48 ha. y 1.659,64 ha. del matorral claro y semidenso respectivamente (período 1983/87-2006/08)). En lo que concierne al bosque denso, su superficie total disminuye de 4079 ha que había en 1956/57 a 2459,29 ha. en 1983/87 y aumenta en 2006/08 al 3133,76 hectáreas (véase Tabla nº21, Tabla nº22). De esta manera, el bosque denso pasa de ocupar el 25,9% del total del paisaje en 1956/57 al 15,5% en 1983/87 y al 19,7% en 2006/08 manteniendo el área total sin cambios de 1.347,72 ha .en el periodo 1956/57-1983/87 y de 1.537,24 ha. en el periodo1983/87-2006/08. El bosque claro presenta un constante aumento de la superficie total de 165 ha. en 1956/57 a 647,32 ha en 1983/87 y a 1.236,98 ha. en 2006/08, y cabe destacar que un área de bosque claro de 52,32 ha. que había en el primer periodo de referencia y de 184,6 ha. en el periodo segundo pasó a convertirse en bosque denso, lo que pone en evidencia el lento pero constante proceso de la sucesión ecológica. La tendencia hacia estadios superiores se hace visible también en cuanto al matorral claro y matorral semidenso en los dos períodos parciales. Además, los cambios de la superficie de las clases de la cubierta vegetal, particularmente las clases de bosque denso y matorral denso, se identifican también con los frecuentes incendios entre los cuales los más grandes y destructivos son de los años 1982, 1994, 1996, 2001. Así, mientras que en el primer período de estudio, el área de 2.551,16 ha .de bosque denso

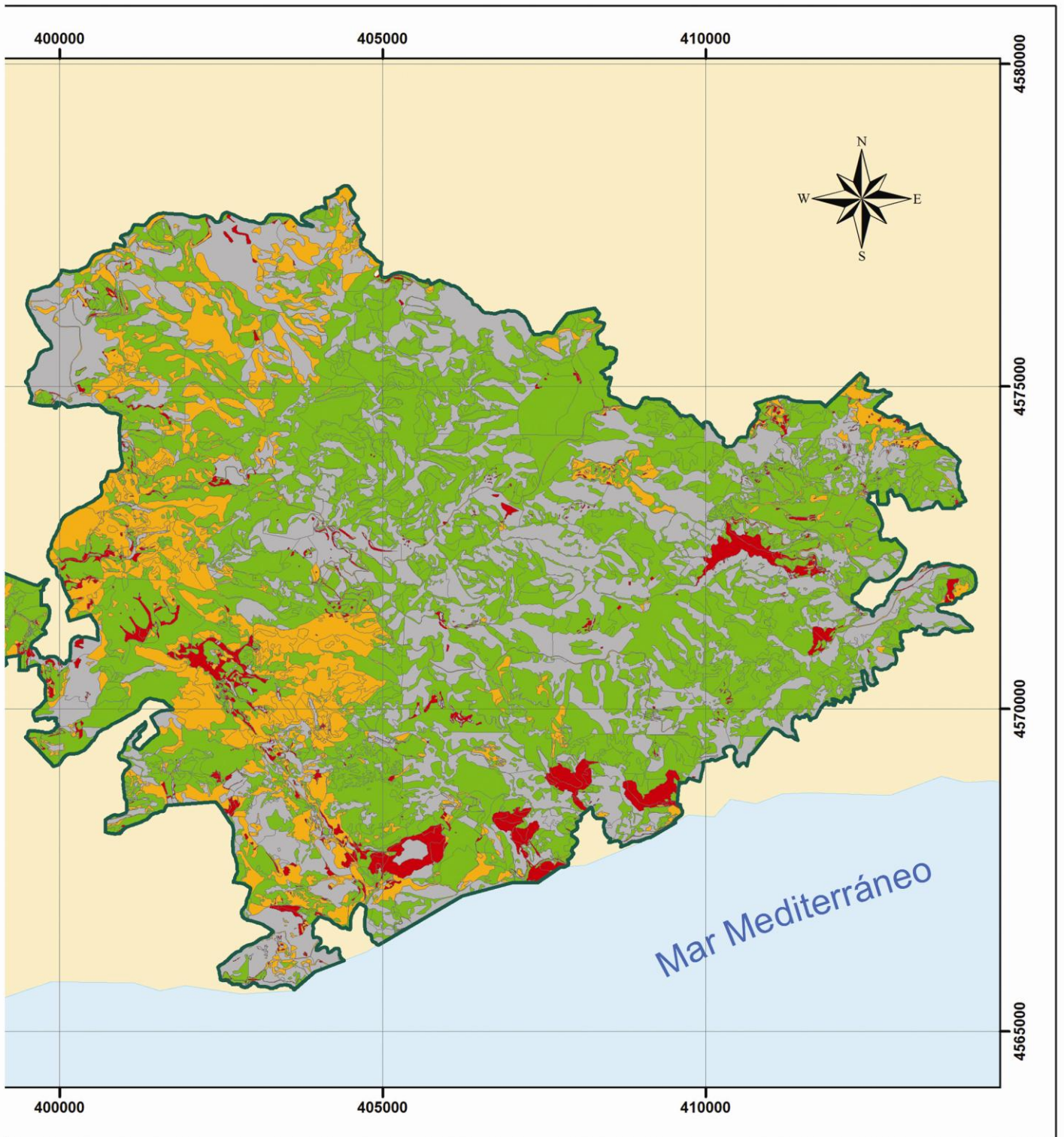
MAPA nº7

EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE
DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA
EN EL PERÍODO 1956/57-1983/87








MAPA 7. EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÉRDOLA EN EL PERÍODO 1956/57-1983/87





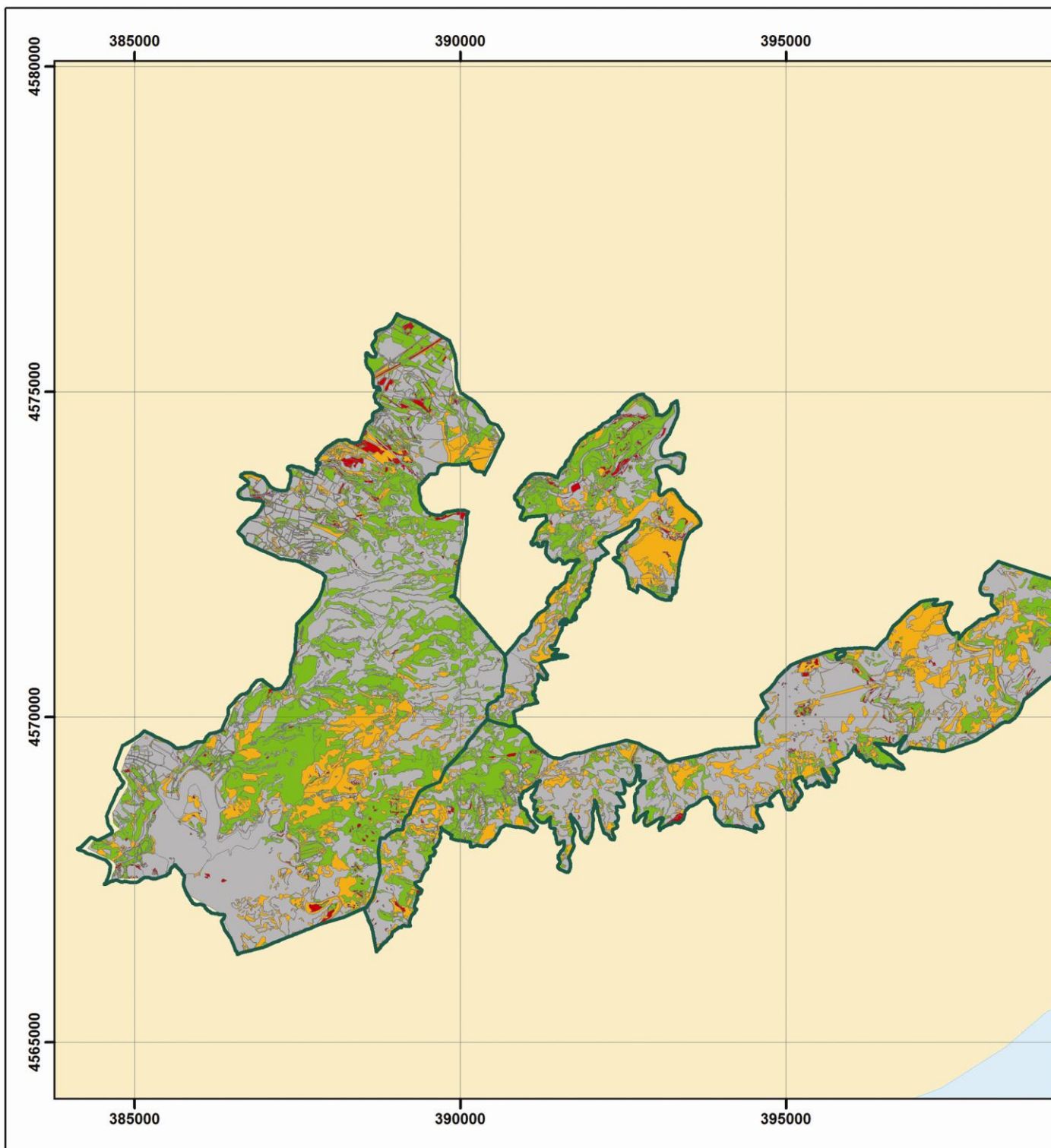
Rango de valores de cambio:

- | | | | | | |
|---|----------------|---|-------------------|---|-------------------|
|  | sin cambio |  | cambios moderados |  | Límite del Parque |
|  | cambios suaves |  | cambios profundos | | |

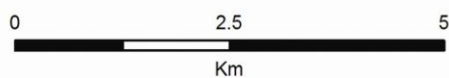
(Elaboración propia)

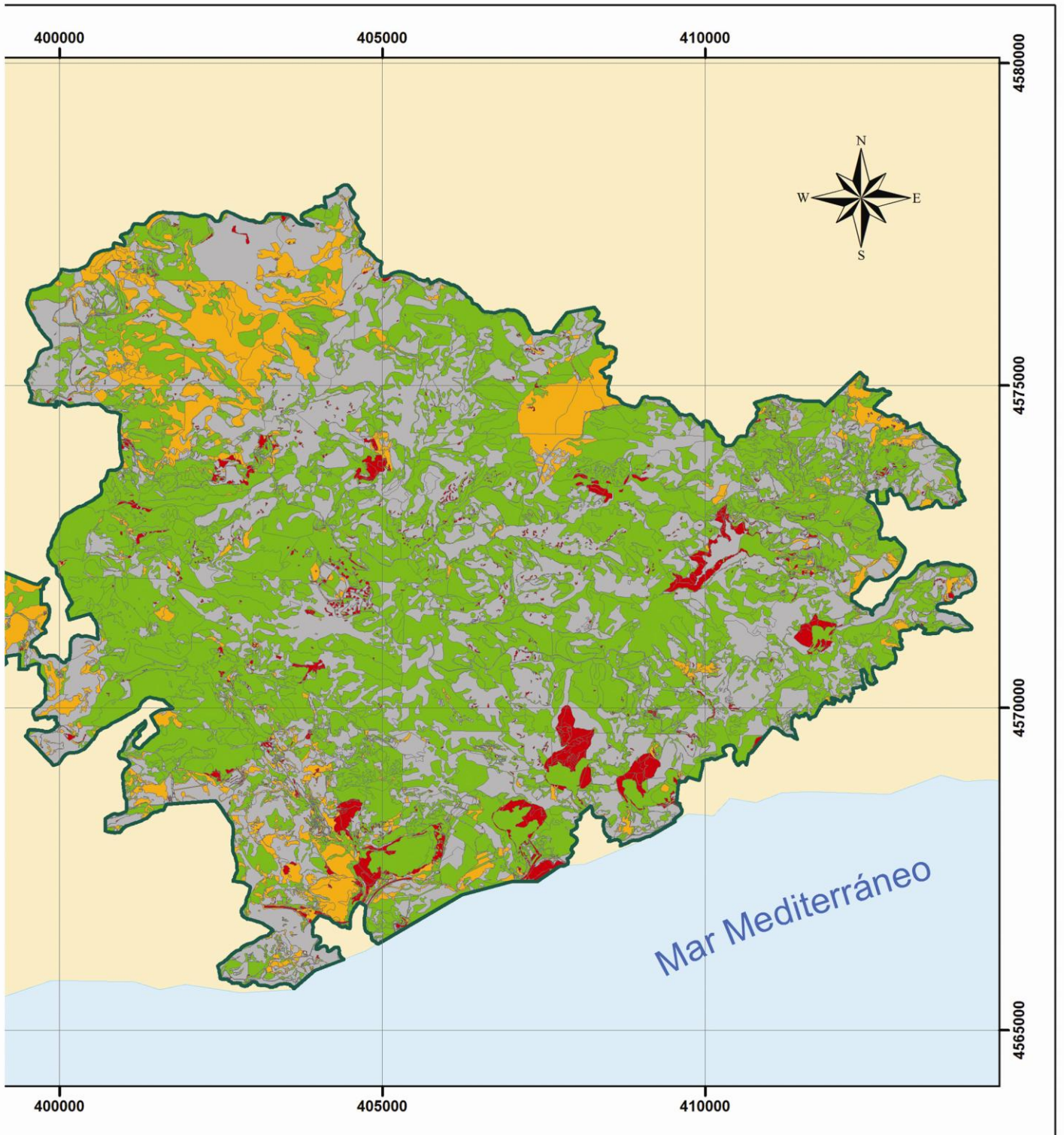
MAPA nº8

EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE
DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA
EN EL PERÍODO 1983/87-2006/08

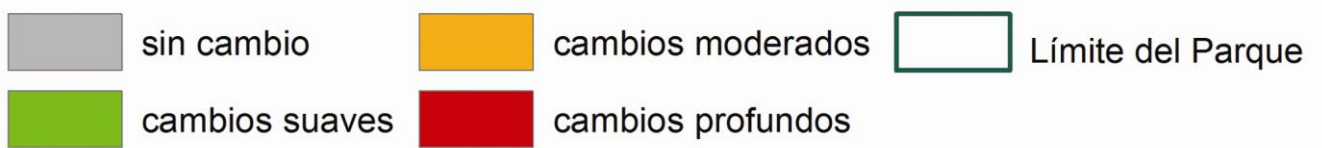


MAPA 8. EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÈRDOLA EN EL PERÍODO 1983/87- 2006/08





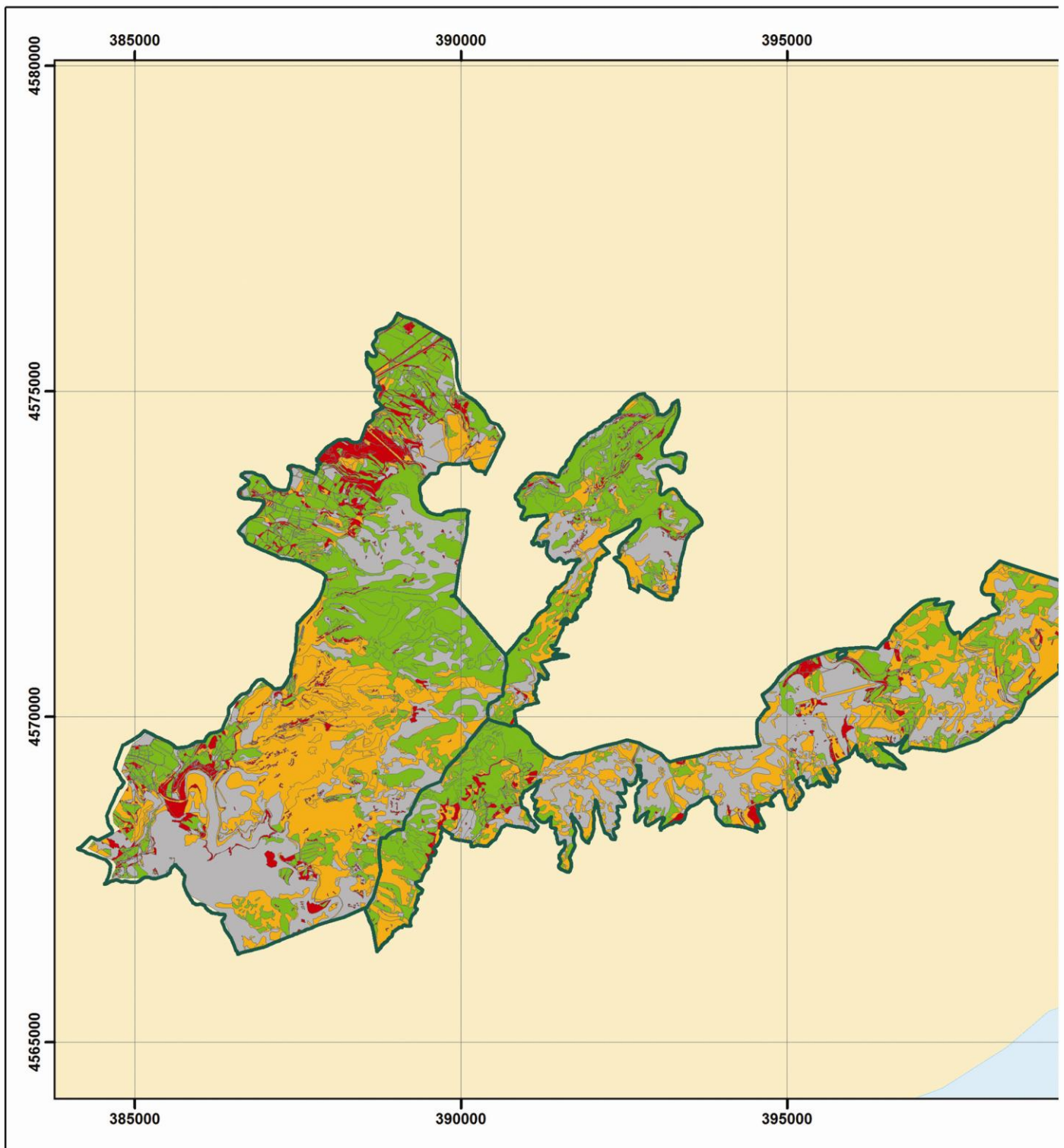
Rango de valores de cambio:



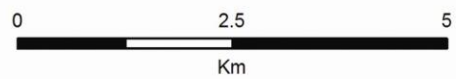
(Elaboración propia)

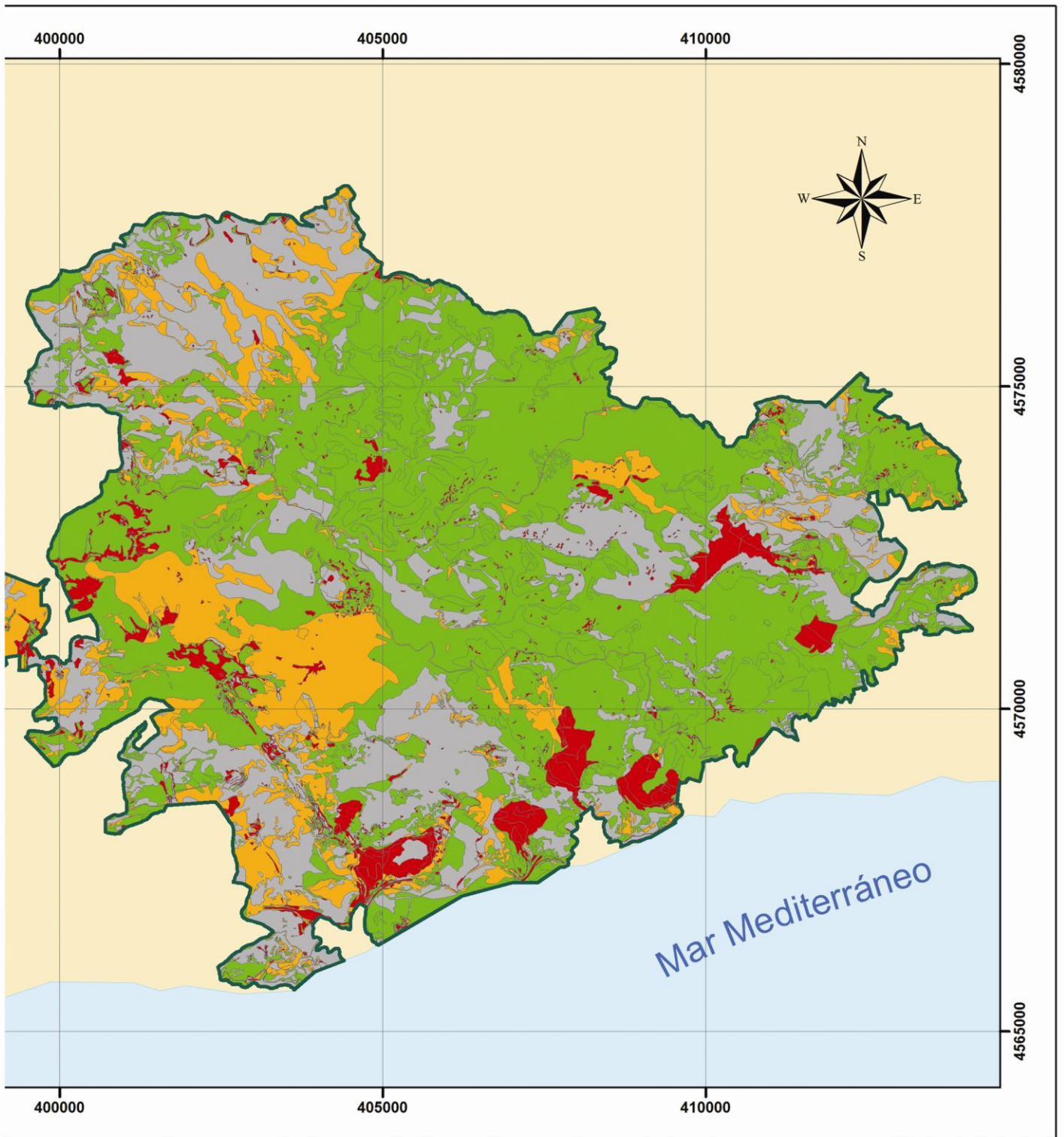
MAPA nº9

EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE
DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÉRDOLA
EN EL PERÍODO 1956/57-2006/08

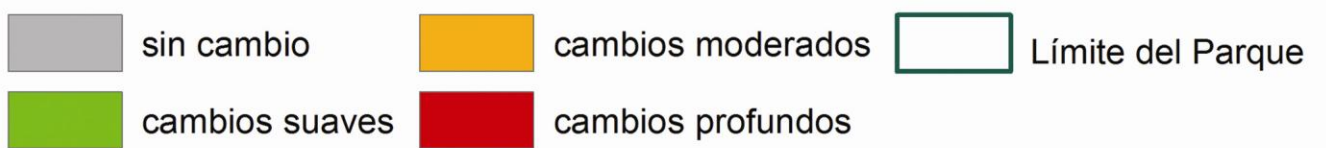


MAPA 9. EVOLUCIÓN EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL PARQUE DEL GARRAF Y OLÉRDOLA EN EL PERÍODO 1956/57- 2006/08





Rango de valores de cambio:



(Elaboración propia)

pasó a matorral (denso: 923,88 ha., semidenso: 800,12 ha. y claro: 798,44 ha.), a suelo desnudo (13,8 ha.) y a afloramiento rocoso (15,92 ha.), en el segundo periodo de referencia, este cambio de superficie arbórea toma el valor de 688,16 ha. y corresponde a la superficie transformada a matorral semidenso (416,76 ha.), matorral claro (142,48 ha.), matorral denso (127,2 ha.), y a prados y herbáceas (16,12 ha.).

En relación a los cultivos varios (leñosos y de viña) la matriz de cambios confirma la pérdida de las zonas agrícolas a favor del aumento de los cultivos de viña que presentan un área de 65,12 ha. en 1956/57 y un área de 522,6 ha. en 1983/87. En la matriz de cambios de 1983/87- 2006/08 (véase Tabla nº22) se nota especialmente que el área sin cambios referente a los cultivos de viña toma el valor de 366 ha. lo que corresponde al 70% del área total de los cultivos dedicados a esta actividad agropecuaria. Además, se ha de tomar en consideración que el primer período de referencia (1956/57-1983/87) corresponde a los años posteriores a la Guerra Civil, cuando España se encontraba en una difícil situación económica lo que potenciaba la producción agrícola orientada a la producción de cereales. La superficie agrícola que en 1956/57 ocupaba un área de 1481,92 ha confirma esta situación. A partir de la década de los 60 y a principios de los años 70, se inicia un cambio socioeconómico que ocasiona un intenso desarrollo de las actividades industriales, una emigración hacia las zonas urbanas, un abandono de los cultivos y, en efecto, una creciente reducción de la superficie agrícola. Este proceso, en el caso particular del Parque del Garraf y Olèrdola, se hace especialmente visible cuando la superficie agrícola entre las dos primeras fechas de referencia disminuye en su valor unos 1.351,24 hectáreas (véase Tabla nº21), y pasa a ocupar en 1983/87 un área considerablemente menor de 135,8 ha. Las áreas de cambio en este caso fueron sustituidas principalmente por las clases de viñas (484,84 ha) y prados y herbáceas (105,16 ha.), pero también por matorral semidenso (159,24 ha), denso (144,28) y claro (104,8 ha.), lo que indica que fueron abandonadas. En cuanto al segundo periodo de referencia los cultivos ganaron levemente superficie ocupando un área de 187,28 hectáreas en el periodo 2006/08. La mayoría de las áreas de cambio corresponden a los cultivos de viña (15,64 ha.). Este valor confirma numéricamente la conclusión anterior que afirmaba que en el segundo período de referencia se ve una tendencia hacia la recuperación de las plantaciones de vid, a fin de recobrar la importancia de la producción de uva para la vinificación en el parque y en sus zonas circundantes.

En la década de los 80 se produce un fuerte impulso en el desarrollo industrial lo que se hace visible mediante el aumento en superficie de zonas de extracción minera que en el primer periodo de referencia ocupaban en el parque un área de 12,12 ha.,

mientras que en el periodo 1983/87 un área de 159,56 ha. (véase Tabla nº21 y Tabla nº22). Durante este periodo se inició el comercio de productos minerales, como la marga o la piedra caliza, ocasionando el desarrollo de la explotación minera en canteras y minas de cielo abierto.

Paralelamente, como contrapunto a la transformación del paisaje de la zona de estudio debido al desarrollo industrial, se conforma una creencia social acerca de la importancia de la conservación y la protección de la naturaleza que ocasiona la declaración de esta zona como parque natural en el año 1986.

Realizando el análisis entre los años 1956/57 y 2006/08 (periodo total de 50 años aproximadamente) sin tomar en consideración el paso por el período 1983/87 (véase Tabla nº23), la clase que presenta una mayor permanencia es el bosque denso con una superficie estable de 1682,6 ha., mientras que las clases con mayor cambio son las siguientes: matorral denso (245 ha. lo que corresponde al 5,6% del área total sin cambios), bosque claro (9,68 ha. (9%)), cultivos leñosos y cultivos varios (4,92 ha. (5%) y 155,28 ha. (10,5%) respectivamente) (véase Tabla nº23). En total, entre los años 1956/57 y 2006/08 solo el 27% del territorio estudiado, que ocupa un área de 4293,11 ha., no ha sufrido ningún cambio de cobertura-uso. Los cambios más llamativos se observan en matorral denso que de las 4305,2 ha. que ocuparía en 1956/57 solo las 844,16 ha. se mantenían en 2006/08 lo que, en suma, equivale al 19,6% de la superficie ocupada por el matorral denso en 1956/57. El gran descenso de la superficie ocupada por el matorral denso, equivalente al 22,2%, se comparte con el incremento de la superficie de las clases de bosque claro equivalente al 6,8%, de matorral semidenso y de matorral claro con valores de cambio de 12,7% y de 9,3% respectivamente.

A lo largo del período de estudio se observa también un notable incremento en la superficie ocupada por los cultivos de viña. Así, en 1956/57 esta clase toma un valor de 66,12 ha. mientras que en 2006/08 posee un área de 500,48 ha., lo que significa que durante los 50 años examinados, la superficie total de los cultivos de vid ha cambiado de valor a 434,36 hectáreas, lo que equivale al 86,8% de la superficie total de cultivos.

Desde una perspectiva ecológica llama la atención el aumento de las zonas industriales (265,48 ha.) que corresponden en gran parte a las zonas de extracción minera, actualmente en proceso de reducción y revitalización en el parque (de 19,71 ha. en 1956/57 a 9,15 ha. en 2006/08), de las construcciones (de 0,44 ha ocupadas en 1956/57 a 13,36 ha. en 2006/08) y la aparición de las clases de zonas industriales

Matriz de cambios (1956/57-1983/87) Parque del Garraf y Olèrdola	Bosque claro	Bosque denso	Matorral claro	Matorral semidenso	Matorral denso	Cultivos varios	Cultivos leñosos	Viñas	Suelos desnudos	Zonas de extracción minera	Construc- ciones	Pantanos y depósitos de agua	Cemente- rio	Superficie total 1983/87
Bosque claro	22,72	125,48	107,68	113,52	233,76	35,36	5,08	1,4	2,32	0	0	0	0	647,32
Bosque denso	52,32	1347,72	290,24	432,84	148,12	142,16	21,36	12	3,49	0	0	0,04	0	2450,29
Matorral claro	38,16	798,44	822,08	1553,36	1024,4	104,8	14,08	7,88	1,68	0	0	0	0	4364,88
Matorral semidenso	22,32	800,12	354,32	937,88	1229,28	159,24	17,17	5,2	7,12	0	0	0	0	3532,65
Matorral denso	25,4	923,88	157,12	496,8	1531,64	144,28	4,64	7,52	0,2	0	0	0	0	3291,48
Prados y herbáceas	0,52	11	22,96	7,68	3,92	105,16	5,28	0,88	1,64	0	0	0	0	159,04
Cultivos varios	0	5,28	1,12	15,76	3,48	100,6	2,76	0,6	1,08	0	0	0	0	130,68
Cultivos leñosos	0,68	1,28	2,32	0,08	0,56	34,84	6,28	1,6	0,08	0	0	0	0	47,72
Campos labrados	0	1,6	1,36	0,92	2,88	85,8	2,12	2,32	0	0	0	0	0	97
Viñas	0	1,84	3,88	3,64	2,12	484,84	8,32	17,92	0	0	0	0	0	522,56
Afloramiento Rocoso	1,52	15,92	17,64	16,52	6,52	0	0,16	0	0	0	0	0	0	58,28
Playas	0	0	1,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,68
Suelos desnudos	1,28	13,8	8,8	19,12	7,08	41,52	2	7,04	1,28	0	0,04	0	0	101,96
Vertedero	0	1,2	0	8,04	34,4	0	2,52	0	0	0	0	0	0	46,16
Zonas de extracción minera	0	9,16	25,4	51,76	50,56	8,32	2,16	0,08	0	12,12	0	0	0	159,56
Urbanización	0,04	2,28	1,04	0,68	1,92	5,52	0,08	0	0,12	0	0	0	0	11,68
Construcciones	0,04	0,28	0,6	0,76	0,56	3	0,36	0	2,48	0	0,4	0	0	8,48
Presa	0	0,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,36
Pantanos y depósitos de agua	0	5,16	0	0,12	0,28	10,2	0,24	0	16,64	0	0	33,64	0	66,28
Equipamientos radio-eléctricos	0	0,08	0,52	0	0,56	0	0	0	0	0	0	0	0	1,16
Carreteras	0	0,12	5,32	0	3,8	0,44	0	0	0	0	0	0	0	9,68
Vía férrea	0	0	2,6	0	0,04	1,44	0	0	0	0	0	0	0	4,08
Pistas forestales y caminos	0	14,04	2,32	7,96	19,32	14,4	1,12	0,68	1,24	0	0	0,04	0	61,12
Cementerio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,48	0,48
Superficie total 1956/57	165	4079	1829	3667,44	4305,2	1481,92	95,73	65,12	39,37	12,12	0,44	33,76	0,48	15774,58

Tabla nº21. Matriz de cambios correspondiente al período 1956/57-1983/87 según las clases de cubiertas y usos del suelo.

Fuente: Elaboración propia.

Matriz de cambios (1983/87- 2006/08) Parque del Garraf y Olèrdola	Bosque claro	Bosque denso	Matorral claro	Matorral semi-denso	Matorral denso	Prados y herbáceas	Cultivos varios	Cultivos leñosos	Campos labrados	Viñas	Afloramiento rocoso
Bosque claro	138,5	178,88	187,56	330,24	366,92	10,4	7,76	1,72	0,8	2,4	0,04
Bosque denso	184,6	1537,24	307,72	502,88	511,16	36,8	9	5,12	6,32	11,32	0,04
Matorral claro	60,28	142,48	1974,48	721,12	346,16	7,92	2,84	2,32	1,8	2,72	3
Matorral semidenso	220,08	414,76	1601,76	1659,64	1661,32	43,04	11,48	4	3,96	16,56	5,52
Matorral denso	28	127,2	131,8	190,24	305,16	16,32	3,96	1,16	5,56	13,56	1,72
Prados y herbáceas	3,24	16,12	17,36	32,32	17,92	16	7,84	0,6	3,08	8,28	0
Cultivos varios	0,72	3,28	4,24	10,36	10,6	7,16	65,36	1,72	13,04	68,6	0
Cultivos leñosos	0,96	1,76	2,36	3,52	1,88	2,4	3,96	18,12	2,28	8,6	0
Campos labrados	0	0,4	0	0	0,04	0	0,36	0	3,88	13,24	0
Viñas	3,6	8,6	4,68	13,2	7,92	12,04	15,64	12,64	52,44	366	0
Afloramiento Rocosos	0,96	2,04	49,16	8,8	2,36	0,04	0	0	0	0,04	44,28
Playas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Suelos desnudos	1,4	3,72	8,32	5,04	3,28	2,24	1,64	0,24	2,56	6,6	3,4
Vertedero	0	2	3,32	6,64	18,56	0	0	0	0	0	0
Zonas de restauración vertedero	0,24	0	0,32	0,2	1,2	0,16	0	0	0	0	0
Zonas de extracción minera	0	0,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zonas de restauración minera	0,2	0,76	0	0,24	0	0	0	0	0	0	0
Urbanización	0,08	0,76	2,04	4,56	2,68	0,52	0,04	0	0,24	0,04	0
Construcciones	0,12	0,52	0,76	0,52	0,16	0,8	0,04	0,08	0,4	1,12	0
Presa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pantanos y depósitos de agua	0	0	0,04	0,04	0,04	0	0,08	0	0,16	0,08	0
Equipamientos radio-eléctricos	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
Carreteras	1,24	2,64	1	1,04	1	2,4	0,64	0	0,32	2,24	0
Vía ferrea	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,12	0,12	0
Pistas forestales y caminos	0,12	1,16	0,52	0,04	0,2	0,28	0,04	0	0,04	0,76	0
Cementerio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zonas industriales	2,96	5,72	67,4	42	32,96	0,52	0	0	0	0,24	0,28
Campo de tiro	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie total 1983/87	647,3	2450,32	4364,92	3532,64	3291,52	159,04	130,68	47,72	97	522,6	58,28

Tabla nº22. Matriz de cambios evaluada para el período1983/87-2006/08.

Playas	Suelos desnudos	Vertedero	Zonas de extracción minera	Urbanización	Construcciones	Presa	Pantanos y depósitos de agua	Equipamientos radioeléctricos	Carreteras	Vía férrea	Pistas forestales y caminos	Cementerio	Superficie total 2006/08
0	9,32	0,28	1,64	0,08	0	0	0	0	0,04	0	0,4	0	1236,98
0	17,8	0,4	0,48	0,24	0,08	0	0	0	0,28	0	2,28	0	3133,76
0	11,48	0	1,84	0,12	0,4	0	0	0	0	0,08	2,04	0	3281,08
0	17,96	1,36	9,76	0,56	0,36	0	0	0	0	0,04	2,28	0	5674,44
0	14,96	0,96	0,8	0,24	0	0	0	0	0	0	1,84	0	843,48
0	8,56	2,4	11,88	0	0,24	0	0	0,08	0,28	0	0,4	0	146,6
0	3,96	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0,12	0	189,28
0	1,84	0	0	0	0,28	0	0	0	0	0	0,2	0	48,16
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0,08	0,04	0	18,08
0	2,16	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,04	1,4	0	500,48
0	1,16	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	110,84
1,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,68
0	7,2	0,96	2,08	0,08	0,44	0	0	0	0,08	0,12	2	0	51,4
0	0,28	19,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50,6
0	0,04	18,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
0	0	0	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,56
0	0	0	13,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,92
0	1,04	0	0	10	0,28	0	0	0,08	0	0	0	0	22,36
0	1,36	1,08	0	0,64	5,72	0	0	0	0	0	0,04	0	13,36
0	0	0	0	0	0	0,36	0	0	0	0	0	0	0,36
0	0	0	0	0	0	0	66,28	0	0	0	0	0	66,72
0	0,04	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1,08
0	0,72	0	0,88	0	0,04	0	0	0	7,52	0	0,08	0	21,76
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,72	0,04	0	4,04
0	0,36	0	0,24	0	0	0	0	0	1,36	0	47,68	0	52,8
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,48	0,48
0	1,56	0	112,92	0	0,24	0	0	0	0	0	0,24	0	267,04
0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,24
1,68	101,96	46,08	159,56	12,08	8,08	0,36	66,28	1,16	9,68	4,08	61,12	0,48	15774,58

Fuente: Elaboración propia.

Matriz de cambios (1956/57-2006/07) Parque del Garraf y Olèrdola	Bosque claro	Bosque denso	Matorral claro	Matorral semi- denso	Matorral denso	Cultivos varios	Cultivos leñosos	Viñas	Suelos desnudos	Zonas de extracción minera	Construc- ciones	Pantanos y depósitos de agua	Cemen- terio	Superficie total 2006/08
Bosque claro	9,68	673,2	66,48	203,32	100,8	161,04	6,64	7,52	8,32	0	0	0	0	1237
Bosque denso	77,48	1682,6	458,16	489,52	166	203,36	33,32	18,08	5,12	0	0	0,04	0	3133,68
Matorral claro	13,72	345,35	684,08	1027,72	1157,8	46,08	3,88	1,88	0,6	0	0	0	0	3281,11
Matorral semidenso	57,04	1151,52	438,52	1451,4	2352,6	204,84	12,4	4,76	1,32	0	0,04	0	0	5674,44
Matorral denso	1,48	134,48	55,88	321,4	245	79,6	2,04	3,48	0,8	0	0	0	0	844,16
Prados y herbáceas	1,44	6,92	17,92	12,96	42,08	52,6	5,88	5,6	1,28	0	0	0	0	146,68
Cultivos varios	0	5,2	2,72	6,96	7,44	155,28	9,88	1,8	0	0	0	0	0	189,28
Cultivos leñosos	0,12	2,44	1,76	0	1,4	31,24	4,92	0,48	0,56	0	0	0	0	42,92
Campos labrados	0	0	0	0	0,16	16,52	0	1,4	0	0	0	0	0	18,08
Viñas	0,36	5,96	4,32	1,72	2,72	459,56	7,28	17,64	0,92	0	0	0	0	500,48
Afloramiento Rocoso	1,88	19,56	27,04	37,32	22,76	1,64	0,2	0,16	0,28	0	0	0	0	110,84
Playas	0	0	1,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,68
Suelos desnudos	0,04	5,84	10,76	7,68	6,04	17,24	2,28	1,12	0,4	0	0	0	0	51,4
Vertedero	0	0	5,28	7,36	37,96	0	0	0	0	0	0	0	0	50,6
Zonas de restauración vertedero	0	0	0	6,08	13,44	0	1,48	0	0	0	0	0	0	21
Zonas de extracción minera	0	0	0	0,48	0,64	0,44	0	0	0	7,59	0	0	0	9,15
Zonas de restauración minera	0	0	1,04	4,8	6,92	2,16	0	0	0	0	0	0	0	14,92
Urbanización	0,16	3,6	2,16	1,12	8,32	6,8	0	0	0,12	0	0	0	0	22,28
Construcciones	0,04	0,92	0,84	1,48	1,16	5,04	1	0	2,48	0	0,4	0	0	13,36
Presa	0	0,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,36
Pantanos y depósitos de agua	0	5,16	0,04	0,12	0,28	10,6	0,24	0	16,64	0	0	33,64	0	66,72
Equipamientos radio-eléctricos	0	0	0,6	0	0,48	0	0	0	0	0	0	0	0	1,08
Carreteras	0	0,24	5,4	1,88	4,4	9,52	0	0,32	0	0	0	0	0	21,76
Vía ferrea	0	0	2,4	0	0,04	0,16	0	0	0	0	0	0	0	2,6
Pistas forestales y caminos	0	12,16	2,92	4,24	19,72	10,8	1,2	0,48	1,24	0	0	0,04	0	52,8
Cementerio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,48	0,48
Zonas industriales	0	23,56	39	74,4	107,04	5,88	3,08	0,4	0	12,12	0	0	0	265,48
Campo de tiro	0	0	0	0,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,24
Superficie total 1956/57	163,44	4079,03	1829	3662,2	4305,2	1480,4	95,72	65,12	40,08	19,71	0,44	33,76	0,48	15774,58

Tabla nº23. Matriz de cambios en hectáreas según las clases de cubiertas y usos del suelo evaluada para el período total 1956/57-2006/08.

Fuente: Elaboración propia.

(265,48 ha) y de vertedero de basuras (50,6 ha) que, a pesar de que fue cerrado a finales de 2006 y en parte restaurado, constituye un gran impacto ambiental.

Otra forma de obtener información sobre la matriz de cambio es calcular los cambios más importantes acaecidos en los tres periodos estudiados tomando como base la superficie total de cada clase para cada fecha (sin considerar la distribución espacial). De este modo, sobre una substracción de áreas se puede observar el aumento o la disminución en superficie, por medio de la variación en cantidad. Los cambios más importantes en la composición entre 1956/57, 1983/87 y 2006/08 muestra la Tabla nº24.

Tabla nº24. Superficie de pérdida o ganancia en función al cambio ocurrido en el paisaje evaluada por clase de cobertura y uso del suelo en hectáreas y calculada para tres cortes temporales.

Clase	Período 1956/57-1983/87	Período 1983/87- 2006/08	Período 1956/57-2006/08
Bosque claro	+482,32	+589,68	+1073,56
Bosque denso	-1628,71	+683,44	-945,35
Matorral claro	+2535,88	-400,4	+1452,11
Matorral semidenso	-134,79	+2141,8	+2012,24
Matorral denso	-1013,72	-2457,04	-3461,04
Cultivos varios	-1351,24	+58,6	-1291,11
Cultivos leñosos	-48,01	+0,44	-52,8
Viñas	+457,44	-22,12	+438,36
Suelos desnudos	+62,59	-50,56	11,32

Fuente: Elaboración propia.

La información generada sobre la estructura, la composición y la evolución del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola, así como la presencia de disturbios de origen natural y antrópico, pueden emplearse para comprender de una mejor manera el proceso de la fragmentación del paisaje que tuvo lugar, especialmente en el primer período del estudio, y para caracterizar su influencia sobre la heterogeneidad paisajística y su relación con la pérdida de la biodiversidad y la disminución del carácter natural del paisaje en el parque.

6.5. Análisis comparado con la Propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por Muñoz & Rubio (2008).

Se ha considerado oportuno ampliar el presente estudio de investigación realizando el análisis de la comparación de los resultados del estudio de la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en el período 1956/57-2006/08 con la Propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por el cargo de la Diputación de Barcelona y la Universidad de Barcelona, y presentada por Muñoz & Rubio (2008) en el *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*.

La propuesta de Uso y Gestión (véase la Figura nº53) trata de aportar alternativas y posibilidades territoriales a los problemas y las necesidades de la protección y conservación. Estas alternativas se pueden aplicar en los Planes Especiales de Protección del Medio Ambiente y del Paisaje que constituyen unos instrumentos específicos en cuanto a la planificación y ordenación del territorio enfocadas en la protección de la Naturaleza.

Los Planes Especiales de Protección del Medio Natural y del Paisaje tienen como finalidad determinar y establece las medidas necesarias en la ordenación del territorio para asegurar la protección del medio natural. Mediante estos instrumentos de planificación, ordenación y gestión, se establecen las actividades y usos considerados compatibles e incompatibles, las normas y regulaciones legales, así como los diferentes niveles de protección del medio natural dentro de los Espacios Naturales Protegidos.

En cuanto al Parque del Garraf y Olèrdola, el primer Plan Especial se aprueba en el 1986. Este plan, posteriormente modificado, ampliado y aprobado por la Diputación de Barcelona en 2001, establece diferentes niveles y zonas de protección dentro del Espacio Natural del Garraf y Olèrdola. Según las líneas estratégicas, básicas para la protección de la Naturaleza del parque, se establecen 5 distintas zonas de manejo, entre las cuales cabe destacar: Zona de Interés Natural (de área total 10.982 ha.), Zona Agrícola (352 ha.), Zona de Alto Interés Ecológico y Paisajístico (237 ha.), Zona de Tratamiento Especial (472 ha.) y Zona sujeta a Ordenación Preexistente (334 ha.). En la Figura nº53 se puede observar un escenario, propuesto por los autores Muñoz & Rubio (2008), de la zonificación de acuerdo con las clases establecidas según el Plan Especial.

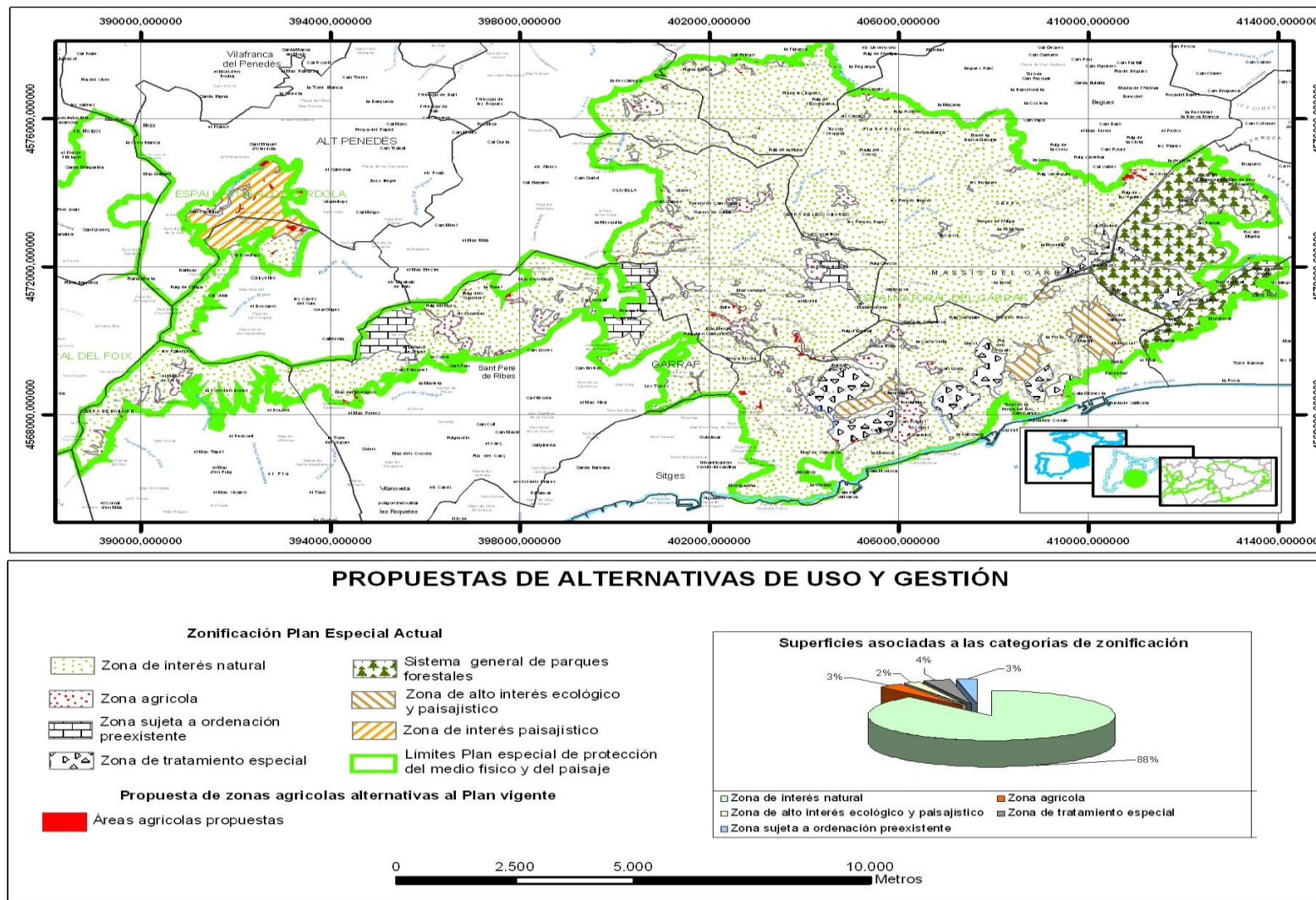


Figura nº53. El escenario de la propuesta de Alternativas de Uso y Gestión elaborada por Muñoz & Rubio (2008) para el Parque del Garraf y Olèrdola y presentada en el Informe técnico del proyecto: Evolución geocológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf.

Fuente: Muñoz & Rubio (2008)

La comparación de los resultados del análisis de la evolución del paisaje en el período 1956/57-2006/08 (50 años aproximadamente) con la Propuesta de un Plan de Uso y Gestión del Paisaje, permite identificar los elementos fuertes y débiles del territorio actual, las oportunidades de la mejora en cuanto a la protección, conservación y también la restauración de los terrenos afectados, así como los posibles riesgos.

De acuerdo con las propuestas presentadas, se considera necesario incorporar nuevas áreas destinadas a la actividad agrícola (hasta una superficie total de 2,85%), siempre presente en mayor o menor medida en el paisaje del parque. Actualmente, según los datos obtenidos en el proceso del análisis, los cultivos varios ocupan junto con los campos labrados el 0,4% del área total y constituyen unas de las áreas que han sufrido varios cambios a lo largo del período total de estudio.

En cuanto a las zonas de interés natural, que se identifican con las áreas ocupadas por especies predominantes arbóreas o arbustivas, no características del cultivo agrícola, y los prados y otros componentes del paisaje natural, todas ellas deberían ocupar, según los autores de la Propuesta de Uso y Gestión, una superficie correspondiente al 88,73%. En la actualidad, el área que corresponde a estos terrenos de carácter natural ocupa una superficie similar a pesar de que ha sufrido varios cambios y alteraciones. Lo más preocupante es la disminución de las áreas de bosques densos, que junto con el problema de la disminución del tamaño medio de los fragmentos demuestra el problema de la fragmentación. Según proponen Muñoz & Rubio (2008), las superficies de las unidades deberían ser de tamaño medio puesto que, de este modo, se puede garantizar la conservación del mosaico paisajístico.

Son muy frágiles las zonas de alto interés ecológico y paisajístico las cuales, según los autores de la Propuesta de Uso y Gestión, integran terrenos que han de ser objeto de especial protección por contener ecosistemas, comunidades o especies de gran valor natural o las que son especialmente frágiles y vulnerables a la erosión del suelo o a la degradación de los valores naturales existentes. Estas áreas deberían ocupar una superficie de 1,91% lo que corresponde a 236 ha.. De acuerdo con los análisis realizados en el presente estudio, las zonas de alto interés natural, ecológico y paisajístico, a menudo se localizan en gran proximidad a las zonas de tratamiento especial, que comprenden todos aquellos terrenos que han padecido o padecen un proceso de alteración de las condiciones ambientales o degradación de los ecosistemas. La mayoría de estas alteraciones está ocasionada por el desarrollo de los usos o actividades antrópicas que atentan contra la conservación y preservación del medio ambiente. La cercanía de los terrenos alterados puede afectar a la

biodiversidad y dañar, en mayor o menor medida, el gran valor natural de estas áreas. Por esta razón, se debería establecer las zonas de amortiguamiento que conformasen los espacios de transición entre los espacios de alto valor natural y los terrenos transformados. El establecimiento de estas zonas intenta minimalizar las repercusiones de las actividades antrópicas que se realizaron en el parque antes de su declaración como Espacio de Interés Natural.

Finalmente, los autores proponen en un 2,7% del área total del parque establecer la protección correspondiente a las zonas sujetas a ordenación preexistente. Estas zonas comprenden las áreas que dentro del plan especial no gozan de la previa condición de suelo no urbanizable de protección especial. En el estudio de la fragmentación del paisaje la mayoría de estas zonas se encuentra ubicada en el Parque de Olèrdola y, en general, corresponden a las áreas sin cambio, salvo a unas pequeñas áreas cercanas a Can Roca en la cuales se ha notado el cambio profundo.

6.6. Bibliografía específica

- Bertrand G.**, 1993. *El Geosistema y la Autoorganización de la Geografía*. Cuadernos de Geografía. Universidad de Valencia, Valencia, España, Vol. IV (1-2), pp.1-50.
- Botequilha A., Miller J., Ahern J., McGarigal, K.**, 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Island Press, Washington, USA.
- Burel F., Baudry J.**, 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones MundiPrensa, Madrid, España.
- Burgess R.L., Sharpe D.M.**, 1981. *Forest Island Dynamics in Man-Dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Castro H.**, 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales, Sevilla, España.
- Collado D., Dellafiore C. M.**, 2003. *Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población Del Venado De Las Pampas en el Sur de la Provincia de San Luis*. Revista de investigaciones Agropecuaria Inta., Argentina, pp.17.
- Correa do Carmo A.P., Finegan B., Harvey C.**, 2001. Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad, Comunicación Técnica, Revista Forestal Centroamericana, Costa Rica, Vol. 34.
- Dunn C.P., Sharpe D.M., Guntempergen G.R., Stearns F., Yang Z.**, 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern, in quantitative methods in landscape ecology. Edited by Turner M.G. & Gardner R.H., Springer-Verlag, New York, USA, pp.173-198.
- Elkie P., Rempel R., Carr A.**, 1999. Patch Analyst User's Manual, Ont. Min. Nature. Resource. Northwest Sci.&Technol. Thunder Bay, Ontario, Canada, pp. 35.
- Fahrig L.**, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34, California, USA, pp. 487–515.

- Farina A.**, 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall Ltd., London, UK, pp.235.
- Farina A.**, 2000. *Landscape Ecology in action*. Kluwer Academic Publication, Dordrecht, Germany, pp. 317.
- Forman R.T.T.**, 1997. *Land Mosaics, The ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press, UK.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*, John Wiley & Sons, New York, USA, pp.619.
- Galindo J.**, 2007. *Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos; el caso de los murciélagos de los Tuxtlas, Veracruz*. (en: *Tópicos de sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*, Editores: Sánchez Rojas G.& Rojas Martínez A., Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, pp. 97-114.
- Gautam A.P., Webb E.L., Shivakoti G.P., Zoebisch M.A.**, 2003. *Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal*. Agriculture, Ecosystems & Environment, Zürich, Switzerland, Vol.99, pp. 83-96.
- Hanski I.**, 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M.**, 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology, Washington (USA), Vol.78, pp.1946-1957.
- Li H., Reynolds J.F.**, 1994. *A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps*. Ecology, Washington (USA), vol. 75, pp. 2446-2455.
- Li H., Wu J.**, 2004. *Use and misuse of landscape indices*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.19, pp. 389-399
- Mandelbrot B.**, 1984. *Les Objects Fractals*. Flammarion. Paris, Francia, pp.204.
- Martín A.L., Álvarez C.F., Uribe S.I., Morales M.**, 2008. *Dinámica temporal del patrón del paisaje en el área de la Hidroeléctrica Porce II, (Antioquia, Colombia) de 1961 al 2001*. Boletín de Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia, N°23, pp. 33-42
- Marull J., Mallarach J.M.**, 2004. *A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Aplicaciones to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain)*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, vol.71, pp. 243-262.
- Mateucci S.D., Silva M.**, 2005. *Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado*, Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, N°5, pp.180-202.
- McGarigal K., Marks B.J.**, 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, USA, pp.122.
- McGarigal K., Cusjman S.A., Neel M.C., Ene E.**, 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, USA.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Murcia C.**,1995. *Edge effects in fragmented forest: implications for conservation*. Trends in Ecology and Evolution (Tree), Cambridge, Massachusetts (USA), Vol.10(2), pp. 58-62.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelist D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B, Christensen S. W., Dale V.H., Graham R.L.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.1, pp.153-162.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilson C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R.**, 2001. *Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and*

socioeconomic components of Metropolitan Areas. Annual Review of Ecology and Systematics, Washington (USA), Vol.32, pp. 127-157.

- Riera J., Vega C.**, 1997. *Estudio del estado de degradación de la vegetación debido a incendios forestales en el Parque Natural del Garraf (Barcelona)*. I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad, Libro de actas 5, pp.377-381, Pamplona, España.
- Simberloff D., Farr A., Cox J., Mehlman D.W.**, 1992. *Movement Corridors-Conservation Bargains or Poor Investments*. Conservation Biology, New York, USA, Vol.6, pp. 493-504.
- Steenmans C., Pinborg U.**, 2000. *Anthropogenic fragmentation of potential semi-natural and natural areas From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union*. Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities. Disponible en: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch5.htm>
- Tischendorf L.**, 2001. *Can landscape indices predict ecological processes consistently?*, Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.16(3), pp.235-254.
- Triviño A., Vicedo M., Soler G.**, 2007. *Análisis de sensibilidad a factores de escala y propuesta de normalización del Índice de Fragmentación de hábitats empelado por la Agencia Europea de Medio Ambiente*, Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, N°7, pp.148-170.
- Turner M., Gardner R.**, 1990. *Quantitative methods in landscape ecology: an introduction*, pp.3-13. En: Turner M., Gardner R. (eds.), Quantitative methods in landscape ecology. Ecological Studies 82, Springer Verlag, New York, USA.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T.**, 1989. *Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.4, pp.21-30.
- Velázquez A., Mas J.F., Palacio J.L.**, 2002. *Análisis del cambio de uso del suelo*. Convenio INE-IGG (UNAM). Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México (UNAM), México.
- Vila i Subirós J., Varga Linde D., Llausàs Pascual A., Ribas Palom A.**, 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en la ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Documents d'Anàlisi Geogràfic 48, Universitat de Girona, Girona, España, pp. 151-166.
- Virgós E.**, 2001. *Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (Meles meles L.) in a gradient of forest fragmentation*, Journal of Biogeography, New York, USA, Vol.28, pp.381-389.
- Wilson D. E., Nichols J. D., Rudran R., Sowell C., Foster M. S.**, 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.
- Wu J., She W., Sun W., Tueller P.T.**, 2002. *Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics*, Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.17(8), pp. 761-782.

CAPÍTULO VII
CONCLUSIONES
Y TESIS FINAL

A continuación, se exponen las conclusiones que en parte se han ido formulando a lo largo del proceso de la investigación científica, tanto en la etapa de la elaboración cartográfica (etapa analítica) como en otras etapas distinguidas en la propuesta metodológica, es decir, en la etapa teórico-práctica y diagnóstica.

En los estudios de la fragmentación del paisaje en áreas protegidas, el análisis sistemático del paisaje es un método comúnmente utilizado por la Ecología del paisaje. Así, el territorio, en la Ecología del paisaje, es un sistema dinámico y en constante cambio. Por lo tanto, el territorio del Parque del Garraf y Olèrdola ha sido considerado como un espacio-sistema natural (geosistema), donde se han desarrollado los procesos ecológicos y las actividades humanas y, como tal, se lo analizó. Cabe destacar que sus límites, tanto naturales (litorales, topográficos, de relieve) como administrativos, se los establece de la misma manera que los del concepto de ecosistema. Asimismo, todo el espacio es un geosistema y, desde esta perspectiva, se pueden analizar los fenómenos de intercambio con el entorno.

Desde el punto de vista geoecológico, la estructura del paisaje está sometida a los cambios ambientales a distintas escalas temporales y espaciales. Asimismo, un estudio de la evolución de la estructura del paisaje permite conocer cómo se organiza y funciona el paisaje, qué estructura y composición tiene, así como cómo reacciona a las perturbaciones y/o transformaciones dado que se lo considera como un sistema natural (geosistema). En este contexto, el estudio de la evolución de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola ha permitido obtener información del estado de este sistema natural, también de sus tendencias evolutivas.

Dado que los paisaje como un “todo” tienen propiedades que sus partes por separado no poseen, los mismos no pueden ser analizados simplemente como la suma de elementos que los componen sino que, además, se ha de tener en cuenta la configuración que estos elementos aportan al espacio, en función de su localización y yuxtaposición (Forman & Godron, 1986).

En el estudio de la fragmentación del paisaje, los elementos del medio que suelen aportar más información importante para el análisis son la vegetación y los usos del suelo. Esta información que habitualmente está presentada y organizada en mapas informa, con mayor o menor detalle, del tipo de la ocupación del territorio (artificial o natural), de su configuración y estructura, así como de todas las actividades antrópicas en cada punto de la zona de interés. Asimismo, el análisis del área de estudio permite reconocer su estructura natural formada por los elementos naturales y antrópicos, así como caracterizar los patrones espaciales a nivel del paisaje a fin de interpretar los cambios en su configuración. Y, a menudo, de esta información se puede derivar cuál es la dinámica de dichos cambios en un tiempo dado.

Lo expresado nos lleva a comprobar en buena parte la hipótesis y los objetivos del trabajo que aparecieron a la hora del planteamiento del estudio con los resultados finales.

7.1. Hipótesis

La hipótesis general del presente estudio de investigación se plantea de la siguiente manera:

Durante el período 1956/57-2006/08 la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola (Catalunya), ha sufrido diversos cambios debido a las actividades antrópicas, acontecimientos naturales (previsibles o evolutivos, como la sucesión ecológica), hechos imprevisibles, como los incendios, efectos del cambio climático y efectos secundarios sobre dichos casos.

A partir del análisis de la evolución de la estructura del paisaje, en un período de 50 años aproximadamente, (dividido en dos intervalos temporales de 30 y 20 años cada uno) se pueden establecer varias zonas de mayor y menor grado de transformación paisajística, así como analizar el proceso de la fragmentación del paisaje en el área del estudio por medio de la aplicación de sistemas geomáticos y el cálculo de índices de fragmentación.

Al comparar la información cartográfica y numérica generada mediante la fotointerpretación y digitalización de las ortofotomapas, la adaptación y actualización de datos del estudio de Muñoz & Rubio (2008) y el uso de los Sistemas de Información

Geográfica (SIG), se concluye que el estudio de la evolución de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola presenta diversos cambios debido a los procesos de pérdida y fragmentación de los hábitats naturales, a la heterogenización del paisaje, a los grandes incendios, y a los cambios en la ocupación del suelo. La comparación de los elementos, las características y las estructuras de los mosaicos paisajísticos en tres periodos evaluados (1956/57, 1983/87, 2006/08), también el análisis de varias perturbaciones de carácter natural y antrópico que influyeron en la conformación y configuración de dichos mosaicos, así como el uso de los SIG que facilitó obtener la información numérica, válida y detallada, a la que se pudieran suministrar los cálculos de los índices de fragmentación, permitieron establecer la evolución de la estructura del paisaje del parque a nivel de fragmento, clase y paisaje.

Por medio de los datos obtenidos y válidos para elaboración cartográfica se comprueba que el empleo de los SIG y las metodologías aplicadas al estudio de la fragmentación del paisaje en el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola son buenas herramientas que permitieron de modo adecuado establecer las zonas de distinto grado de transformación paisajística. Demuestran también que el estudio de paisaje a través del tratamiento de la información espacial (geomática) es un procedimiento y método de investigación eficaz de captar y almacenar la información, así como de su interpretación, análisis y diagnóstico.

Respecto a las zonas de distinto grado de transformación paisajística, se elaboraron los mapas de cambio en la estructura del paisaje del parque para tres periodos establecidos 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08 y 1956/57-2006/08. Así, el propósito de detectar las posibles diferencias y cambios entre los mosaicos paisajísticos de distintos periodos evaluados, a fin de relacionarlos con el proceso de fragmentación y pérdida de los hábitats naturales, y de establecer varias zonas de mayor y mejor grado de transformación, se ha realizado satisfactoriamente.

Durante el estudio, se observó que los procesos de transformación y fragmentación fueron con mayor frecuencia ocasionados por varios factores naturales y antrópicos, entre los cuales cabe mencionar los incendios (vinculados a los hechos imprevisibles y caóticos del sistema natural), las interacciones y complejas relaciones dentro del mosaico paisajístico, tales como procesos evolutivos (p. ej. sucesión ecológica), las variables medioambientales abióticas, p. ej. las condiciones climáticas o hídricas y, sobre todo, las diversas actuaciones humanas.

Dado que el estudio de la fragmentación del paisaje se ha basado en el análisis del patrón del paisaje, la evaluación realizada mediante la aplicación del software ArcGis 9.3, Patch Analyst 4 y el paquete informático Fragstats sobre los mapas de la estructura del paisaje del parque de los años 1956/57, 1983/87 y 2006/08, se pudo obtener información cuantitativa y válida para el estudio. Además el cálculo de los índices y métricas de fragmentación y la información almacenada sirvió como base compleja y válida para el análisis de la fragmentación del paisaje del parque.

7.2. Objetivo general

El análisis del proceso de la fragmentación así como de la estructura y evolución del paisaje en un Espacio de Interés Natural conocido bajo el nombre del Parque del Garraf y Olèrdola fue planteado bajo el siguiente objetivo general:

Analizar el problema de la fragmentación y transformación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola (Espacio de Interés Natural) ocurrido entre 1956 y 2008, mediante técnicas geomáticas para poder reconocer los cambios métricos en la estructura natural del parque, que caracterizan los diversos patrones espaciales del área a nivel del paisaje y que nos permiten interpretar los cambios en su configuración.

Como respuesta, en cuanto al objetivo propuesto, puede decirse:

El estudio de la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola demuestra que el paisaje de este Espacio Natural Protegido es un ejemplo típico de los paisajes mediterráneos, los que han sido modificados bajo la influencia de los cambios naturales y socioeconómicos que tuvieron lugar a lo largo del período evaluado.

La estructura del paisaje del área de estudio demuestra gran heterogeneidad ocasionada por la interacción hombre-entorno. Uno de los parámetros que tienen más relevancia a la hora de estudiar la acción del hombre sobre el medio y el paisaje son los cambios de las cubiertas y usos de suelo. La dinámica de los cambios es el resultado de complejos procesos tanto naturales como socioeconómicos que se han dado a lo largo del tiempo. Por lo tanto, se observa que los procesos de cambio de las cubiertas y usos del suelo, favorecidos por los procesos naturales y, sobre todo, por el crecimiento socioeconómico de la zona de estudio, durante el período

total evaluado (1956/57-2006/08), ha impactado de manera negativa los recursos naturales del Parque del Garraf y Olèrdola ocasionando la visible transformación y fragmentación del paisaje.

La interpretación de los ortofotomapas (en blanco y negro y en colores) y el material proporcionado por Muñoz & Rubio (2008) junto al análisis de los patrones espaciales del paisaje y de las métricas e índices aplicados, proporcionaron la información geoespacial que sirvió como base para el análisis de los cambios en el paisaje. Además, la combinación de diferentes métodos aplicados (elaboración de mapas, aplicación de índices y elaboración de matrices de cambios) ha sido complementaria y facilitó la comprensión del problema.

En el análisis de la estructura del mosaico paisajístico del área estudiada y en la clasificación de los elementos que lo componen (bióticos, abióticos y antrópicos) se empleó las clases de cubiertas y usos del suelo consideradas como las clases paisajísticas. Así, se contó con los elementos naturales, seminaturales y artificiales que influyen en la diversidad del paisaje siendo una imagen de las relaciones antrópico-naturales en un tiempo y un espacio dado. Debido a que algunas de ellas presentaron un fuerte carácter antrópico (vertedero, canteras, zonas industriales o urbanas, líneas de alta tensión) no fueron seleccionadas para el cálculo de los índices de fragmentación de los hábitats naturales y seminaturales.

Uno de los componentes más importantes de la estructura del mosaico paisajístico es la heterogeneidad espacial, la cual depende no sólo de los distintos tipos de vegetación o geoformas sino también de la forma en que éstas varían en el espacio y en el tiempo (Wiens, 1995). En este contexto, la heterogeneidad observada en los tres mosaicos paisajísticos analizados, debido a los distintos tipos de elementos abióticos, bióticos y antrópicos, estuvo estrechamente relacionada con tres variables tales como el número de los elementos, su tamaño y la distancia entre ellos.

Forman & Godron (1986) plantean que si un elemento está gobernando de alguna manera la dinámica de funcionamiento de un paisaje, éste elemento podría ser considerado como la matriz del mismo. Cabe destacar que la matriz, según estos autores, puede cambiar su carácter conforme al cambio de las condiciones a las cuales el paisaje está sometido (Forman & Godron, 1986). En cuanto al área de estudio, se observa que la matriz del Parque del Garraf y Olèrdola, en los periodos parciales evaluados, ha cambiado su carácter general.

En el primer periodo de estudio (1956/57) el mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola estaba compuesto por los fragmentos más grandes y más amplios y la matriz estaba formada mayormente por el matorral denso y el bosque denso.

En el segundo período evaluado (1983/87) en el mosaico paisajístico se observa un aumento notable en el número de los fragmentos pequeños y aislados, lo cual configuró una matriz con predominancia de las clases de matorral claro y matorral semidenso.

En 2006/08 se observa un mosaico paisajístico de una estructura similar al mosaico de 1983/87, con menores variaciones en el número y en el tamaño de los elementos que lo componen. Se observa que la matriz siguen siendo predominanda por las clases de matorral semidenso y claro.

La identificación y evaluación cuantitativa del paisaje enfocada en el estudio de su estructura y, en particular, en los procesos de fragmentación y pérdida de hábitats es siempre difícil. Es así, porque el análisis y la evaluación dependen de la escala del estudio y del contexto socio-geográfico de la valoración, de estado previo de los ecosistemas y de otras causas que modifican el paisaje en forma dinámica (Etchechuri *et al.* 2002; Matteucci *et al.* 2004). Según Gustafson (1998), la selección de la escala adecuada para el estudio es una de las claves en los estudios de paisaje, ya que las variaciones espaciales pueden detectarse o no según la escala de observación. Por otra parte, la selección de la escala inadecuada para el estudio (demasiado general o muy detallada) puede ocasionar perdida de gran cantidad de información o su gran abundancia. En la presente investigación, a la selección de la escala del estudio, influía la escala del material fotográfico y cartográfico y del material facilitado por Muñoz & Rubio (2008). De acuerdo con estos criterios y debido a la posibilidad de contar con distintas fuentes de información geográfica, así como bajo el propósito de elegir una escala suficientemente detallada y válida para el cálculo de los índices de fragmentación se ha seleccionado una escala de detalle similar a la utilizada por Muñoz & Rubio (2008) en sus estudios. Teniendo, por una parte, la información ambiental almacenada de forma organizada en formato mixto (vectorial y raster) que no se limita simplemente a la representación cartográfica sino que puede alcanzar el objetivo de la investigación mediante la comparación de los resultados de los tres cortes temporales entre sí y, por otra parte, los resultados de cálculos de los índices de paisaje, se concluye que la escala seleccionada ha sido adecuada al problema estudiado. En cuanto al nivel de detalle que proporcionó la escala se observa que la escala fue, en mayor parte, suficiente para el análisis, sobre todo a nivel de clase y paisaje.

La configuración del paisaje, en los tres períodos establecidos, resultó contrastante al compararlas entre sí. Se observó una variación notable en el tamaño, en la forma y en la distancia entre los fragmentos. Así, el primer periodo presenta una tendencia hacia la fragmentación del paisaje (mayor número de los fragmentos y menor tamaño medio) mientras que en el segundo corte temporal, los valores de dichos índices muestran una lenta reducción de este proceso. Por otro lado, los fragmentos seminaturales o de carácter antrópico (agrícola, industriales, urbanos, vertedero) se distribuyen dispersos sobre el paisaje ocasionando su alta heterogeneidad. Sobre todo las áreas de las estructuras naturales de bosques densos requieren la preocupación y la gestión adecuada para que sean mantenidos en el tiempo ya que estas estructuras son frágiles a las perturbaciones. En este contexto se concluye que los cambios han influido negativamente en el paisaje, modificando la estructura y ocasionando la fragmentación del mismo.

En cuanto a las clases de las cubiertas y usos de suelo, de acuerdo con los resultados obtenidos, durante el período total de estudio (1956/57-2006/08), se observa una disminución progresiva en la superficie de bosque denso y matorral denso, y un aumento en la superficie de matorral semidenso y de bosque claro.

En cuanto al nivel de patrones espaciales del paisaje, se constató que la fragmentación del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se intensificaba gradualmente hacia finales de los años 80, debido a los altos valores del número de fragmentos y del índice de tamaño promedio de los fragmentos y de la distancia al vecino más próximo. Ante esta situación, podemos concluir que los cambios acontecidos durante el primer periodo estudiado son más fuertes y visibles en el paisaje, debido a que tienden hacia la fragmentación del paisaje.

En el período 2006/08 se observa una tendencia lenta, pero gradual hacia el aumento del tamaño medio de los fragmentos y la disminución en la distancia entre ellos. El paisaje lentamente tiende hacia una naturalidad mayor. Asimismo, en el segundo período estudiado, la tendencia hacia el aumento en el cambio y la transformación del paisaje en la zona de estudio, suavemente se desvanece ya que se observan más cambios moderados que profundos. De estas observaciones se concluye que los grandes cambios corresponden mayormente al primer periodo de estudio, es decir, antes del momento del establecimiento de la protección jurídica. Por lo tanto, se reconoce que los cambios en el paisaje dependen, en una parte, del establecimiento de la protección legal de este espacio. Se observa que más cambios profundos suceden en el periodo primero (1956/57-1983/87) cuando el área todavía

estaba sin protección legal (lo que tuvo lugar a partir del 1986) ya que en el período segundo 1983/87-2006/08 hay más cambios moderados. Cabe destacar que en este proceso influyen también los cambios socioeconómicos y el desarrollo industrial y económico de Catalunya observados en el tercer cuarto del siglo XX.

La evolución del proceso de fragmentación de la vegetación natural en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, con aumento en el número de fragmentos, una disminución en el tamaño promedio, aumento en la densidad de bordes, una disminución en los indicadores de la proximidad y un valor cercano al 60% del índice de yuxtaposición que permite conocer la configuración espacial de los fragmentos y mide la distribución, la dispersión y la abundancia de estas unidades dentro del mosaico paisajístico indican que grandes parches de las clases de bosque denso y matorral denso han sido subdivididos en otros menores distribuidos, a lo largo de la zona de estudio, relativamente cerca unos de otros. Se observa también, que estos fragmentos comparten los bordes con otras clases del paisaje. Una situación opuesta, en cuanto a la división y configuración de las clase de matorral semidenso y claro, tiene lugar durante el período total evaluado.

La caracterización de la estructura del paisaje del Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola, en parte metodológica, consistió en la interpretación de distintos patrones del paisaje mediante la aplicación y el cálculo de un conjunto de índices del paisaje. La integración práctica de diversos cálculos permitió progresar en el análisis dando soporte estadístico de información geográfica. Los índices de composición y configuración de los elementos que integran el paisaje correspondieron a los indicadores de la fragmentación de hábitats. Dicho de otro modo, los índices de fragmentación de los ecosistemas fueron los indicadores de estado que ofrecieron una visión de la composición y configuración de los ecosistemas a través de medidas de área, forma, borde de los fragmentos, etc..

En cuanto al comparar los datos numéricos de superficie de diferentes tipos de usos y cubiertas del suelo, en todos períodos establecidos (1956-57, 1983-87 y 2006-08), se observan varios cambios notables ocurridos en la composición y configuración espacial de los tres mosaicos. El mayor grado del cambio ocurrido indica el período en el cual el proceso de la fragmentación del paisaje en la zona de estudio fue mayor. En este contexto, las métricas e índices utilizados en el análisis de la fragmentación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola establecen que durante el primero período parcial 1956/57-1983/87 y el período total (1956/57-2006/08) se evidencia un proceso de fragmentación que se hace visible por medio de los cambios

en la configuración espacial del paisaje debido a la disminución y división de las áreas continuas en varios fragmentos de diferentes formas y de tamaños reducidos, separados unos de otros.

Durante el período 1956/57-1983/87, la distribución de los fragmentos a nivel de paisaje muestra una disminución de la distancia promedio entre los parches vecinos más cercanos, cuyo valor ha bajado de 245,4 metros en 1956/57 a 97,3 metros en 1983/87. Sin duda alguna, la distancia media entre fragmentos se hace más pequeña debido a que existe una división de los mismos, producida tanto por las actividades antrópicas como por los impactos naturales, tales como los incendios.

El conocimiento de los cambios del área, forma, tamaño, configuración y aislamiento o conectividad de los fragmentos, se puede relacionar como una causal de los cambios en la riqueza y en la distribución de las especies, vinculados con la vulnerabilidad ante los factores de perturbación (Forman & Godron, 1986; Risser, 1987). En consecuencia, el estudio de la estructura y evolución del paisaje, abordado a través del análisis de su heterogeneidad y diversidad espacial aporta una primera información relativa al proceso de fragmentación de los hábitats naturales y seminaturales que conforman el paisaje del parque. Sin embargo, el diagnóstico de los cambios en cuanto a la riqueza de especies requiere un nivel de estudios más detallado y vinculado directamente a una especie o familia de especies en concreto. La vocación prioritaria de este trabajo era el estudio de paisaje que engloba un conjunto de ecosistemas de relevantes valores naturales y ecológicos que proporcionan al área de estudio un mayor valor natural.

El estudio de la evolución y de los cambios en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola y sus comparaciones en el tiempo permitieron visualizar la historia y las tendencias del proceso de la fragmentación o la homogeneización que se hace presente en el periodo de estudio más actual. Esta información constituyó un conocimiento básico de gran utilidad para el análisis de los resultados y el problema del proceso de la fragmentación del paisaje de esta área natural protegida.

El paisaje del parque es un paisaje heterogéneo, variado y, por lo tanto, fragmentado. Se observa que el paisaje del parque todavía retiene un buen porcentaje de capas de los bosques (denso y claro) y que varios de sus fragmentos tienen unas formas irregulares. La fragmentación provoca una disminución del tamaño medio de los fragmentos, los aísla y aumenta en ellos el efecto "borde". Estas características permiten

concluir que en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en cuanto a los fragmentos pequeños y de formas irregulares, existe una predominancia de hábitat de borde.

En cuanto a las perturbaciones de carácter natural y antrópico se observa que los incendios y los cambios socioeconómicos tales como el abandono de cultivos y desarrollo industrial de la zona han influido negativamente en la composición del mosaico paisajístico del parque. En este contexto, cabe señalar que las comunidades vegetales han sufrido diversos grados de deterioro. Estos disturbios traen consigo una serie de impactos observados sobre todo en el primer período de estudio entre los cuales se encuentra la fragmentación y división de los ecosistemas naturales. No es causal que los cambios observados en el paisaje se produjeron coincidiendo con el desarrollo económico de España. Además, la influencia de los factores fisiográficos también quedó puesta de manifiesto en dicha composición.

Respecto a los métodos la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha sido de gran valor debido a la posibilidad de la disposición de los datos y su posterior cálculo y aplicación a una serie de índices. Los resultados muestran que la técnica del cálculo puede aplicarse a otras regiones pero el modelo no es extrapolable. En cada caso es necesario general un nuevo modelo porque las métricas seleccionadas dependen de la escala de estudio y de las características del patrón espacial de la cubierta del suelo en cada región analizado.

Finalmente, se observa que la metodología empleada que se basaba en una serie de fases y etapas consecutivas, resultó ser válida. Se cree que la propuesta metodológica puede ser utilizada en los estudios ambientales de otros espacios naturales de características similares al Parque del Garraf y Olèrdola, siguiendo un plan de trabajo similar al desarrollado.

7.3. Objetivos específicos

En cuanto a las conclusiones referentes a los objetivos específicos se pueden extraer las siguientes ideas:

- *Realizar una recopilación y evaluación de antecedentes bibliográficos con el propósito de establecer una base teórica y conceptual relacionada con la problemática del estudio (Teoría General de Sistemas, Teoría del Caos y los*

fenómenos imprevisibles, así como otros conceptos de carácter multidisciplinar que abarcan la temática del paisaje y de áreas protegidas).

El propósito de establecer una base teórico-conceptual relacionada con la problemática de la fragmentación del paisaje ha ocasionado una recopilación y evaluación de antecedentes biográficos de distintas áreas de interés (Ecología del Paisajes, Teoría General de Sistemas, Teoría del Caos, Legislación ambiental, Concepto del Parque y los Espacios Naturales Protegidos, entre otros) y de aplicación de unos conceptos, métodos y tendencias en los estudios de la fragmentación utilizados por la Ecología del paisaje. Además, la base teórico-conceptual ha sido ampliada por los antecedentes bibliográficos relacionados con las técnicas de análisis empleadas para el cálculo de los índices de fragmentación. Asimismo, las fuentes de información tanto bibliográfica como otras son concebidas como ejemplos de distintas formas de aplicación y análisis del paisaje y han sido de gran utilidad para el presente estudio. Cabe destacar que la base teórico-conceptual ha permitido seleccionar de manera adecuada los índices de fragmentación necesarios para evaluar el proceso de la fragmentación del paisaje en el parque.

A menudo el problema de fragmentación del paisaje deriva de los acontecimientos totalmente imprevistos como son, por ejemplo los incendios. Un sistema natural abarca toda la escala de fenómenos, irregularidades o perturbaciones que aparecieron unos tras otros hasta dar la naturaleza actual con toda su estructura y con su belleza. Por ello, y con el propósito de ampliar la base teórica, se ha considerado necesario desarrollar un diagnóstico sobre los comportamientos caóticos en el paisaje. De este modo, se pudo aceptar que la fragmentación del paisaje no se debe, en su mayor medida, a la actuación antrópica. La Teoría del Caos es una puerta que se abre mostrando perspectivas esperanzadoras para la solución de una serie de problemas que el estudio del paisaje tiene planeados. Probablemente no será la panacea, como no lo suele ser ninguna teoría o ley, ya que la realidad es más sutil e imprevista. Pero sí que representa un nuevo camino que nos ofrece la posibilidad de una renovación y de poder mantener la investigación que de todos modos es eficiente de cualquier trabajo de investigación. En este sentido, en toda descripción ecológica y en el análisis de las interacciones debería hacerse referencia continua al espacio real como contenedor de fenómenos que con frecuencia influyen y determinan la transformación del paisaje. Por lo tanto, no se excluye la presencia de las discontinuidades en el paisaje, porque los sistemas naturales abarcan toda la escala de comportamientos, elementos y complicaciones posibles en los cuales existen los fenómenos que aparentemente se ven regulares y, en algún momento, reaparecen y causan confusión.

- *Estudiar y exponer desde un enfoque geocológico aquellos aspectos implicados en la problemática de la fragmentación de la Naturaleza con el propósito de profundizar el estudio.*

La zona bajo estudio, renombrada como el Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola, representa un área natural protegida (legalmente creada en 1986 para ser protegida y conservada, y posteriormente ampliada en 2002), la cual se reconoce, en el presente estudio de investigación, como un geosistema. En este sentido, el parque integra una serie de hábitats y elementos que se han de estudiar según el concepto del geosistema. Además, se ha de tener presente que los hábitats y elementos son protegidos por su gran valor ecológico, geológico, ambiental, botánico, faunístico y/o cultural.

Cuando el paisaje se ha considerado como un geosistema y se ha aceptado que es un recurso natural se ha podido desarrollar el estudio de la problemática de su fragmentación desde una perspectiva integrada. Sin duda alguna, el paisaje es un recurso natural lentamente renovable, y su deterioro supone una pérdida de calidad de su valor. Y, debido a la diversidad de los elementos predominantes en él las transformaciones como consecuencias de los cambios en las cubiertas y los usos del suelo que sufre el paisaje dan una primera aproximación sobre los tipos de disturbios. Todos ellos controlan la dinámica del sistema natural.

Dado que el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se considera como un sistema natural (geosistema), el estudio de la evolución de la composición y estructura del paisaje desde el enfoque geocológico ha permitido la aplicación de conceptos como mosaico paisajístico, matriz, corredor o parche (fragmento), presentando su descripción, funciones y relación entre sí. De esta manera se introdujo el concepto jerárquico de la estructura habitualmente utilizado en varios estudios del paisaje y de su fragmentación o perturbación.

La estructura y composición, así como el funcionamiento del mosaico paisajístico, como modelo de la estructura del paisaje del parque, ha sido importante, sobre todo a la hora de la clasificación de los cambios ocurridos en él.

Por todo ello, este trabajo puede ser un aporte al conocimiento del problema de la fragmentación del paisaje mediterráneo ya que trata de un paisaje típico mediterráneo y permite contemplar el problema estudiado desde una doble perspectiva: la conceptual

y la práctica. De esta manera, se puede integrar diversos conceptos relacionados con la transformación del paisaje con el empleo de la información geográfica resultante de la comparación de tres mosaicos paisajísticos elaborados en tres cortes temporales.

- *Crear una clasificación común de los elementos del paisaje según diferentes tipos de vegetación y uso del suelo e identificar, determinar y seleccionar los índices de la dinámica y evolución del paisaje (tipología y superficies, número, tamaño, formas, diversidad, yuxtaposición, distancia al fragmento más próximo, aislamiento y riqueza, relación perímetro/área, entre otros) para el estudio.*

La clasificación de los elementos que componen el mosaico paisajístico, así como el diagnóstico de la estructura del paisaje se elaboró mediante el uso de una clasificación común y aplicación de los índices y métricas de la estructura del paisaje. La integración práctica de estos métodos resultó de gran utilidad para el estudio del paisaje en distintos cortes temporales, así como en la clasificación de los cambios, sobre todo los que permitieron diagnosticar la diferencia del estado inicial del paisaje en los años 50 del siglo pasado con los mismos elementos en estados posteriores. No obstante, la unificación de la clasificación de los elementos de paisaje analizados junto al soporte estadístico permitieron establecer los procesos generales vinculados con la fragmentación del paisaje del parque. Además, el empleo de una clasificación común cuenta con una base sólida para la evaluación de la evolución de todos los elementos presentes en el paisaje durante el período total evaluado. Cada fragmento representa una situación distinta, posee una organización cualitativa y cuantitativa diferente y varía en los mecanismos internos de equilibrio. Asimismo, la variedad cualitativa de los fragmentos cuantitativamente distintos, genera un contexto de complejidad, heterogeneidad, también de fragmentación.

Dentro del estudio de la estructura paisajística cabe destacar el papel relevante que tiene la cobertura vegetal, dado que la vegetación representa una variable ecológica clave indicadora de las características estructurales y funcionales del paisaje. En este contexto, la elaboración de una clasificación común aplicada a los estudios de la estructura del mosaico paisajístico del parque dependió, en gran parte, de la identificación de las clases de la cubierta vegetal.

En lo referente a esta clasificación común se elaboró una clasificación compuesta por 28 categorías que se agruparon en dos niveles de cobertura y uso; 5 tipos de

cobertura nivel 1, y 28 tipos de cobertura nivel 2. En el primer periodo evaluado (1956/57) se ha distinguido 13 clases de vegetación y usos de suelo presentes en el paisaje del parque, mientras que en los periodos posteriores (1983/87 y 2006/08) se ha distinguido 24 y 28 clases, respectivamente.

Los patrones del paisaje se desarrollan en el tiempo y el espacio por complejas interacciones físicas, biológicas y sociales (Urban *et al.* 1987). La forma en que los elementos del mosaico paisajístico se encuentran distribuidos a lo largo de su superficie, constituye la estructura del mismo, cuya combinación determina una verdadera síntesis con características únicas (Forman & Godron, 1986). En este contexto, se puede observar que los parches presentes en un paisaje reaccionan a determinadas condiciones ambientales, también pueden ser el resultado de los disturbios, tanto de origen natural como antrópico (Mooney & Godron, 1983). Las respuestas de las especies a estos disturbios, tanto dentro de los parches como en las áreas circundantes, dependerán del tipo, grado de intensidad y tiempo de recurrencia de los mismos (Forman & Godron, 1986). Por lo tanto, comparando los mapas de la estructura del paisaje del parque, se registra que las tendencias evolutivas en la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola, en el período comprendido entre 1956/57 y 1983/87, son más intensas y profundas que en el segundo período de estudio (1983/87-2006/08). El cambio significativo en la estructura del parque aparece con la transformación y reducción de la superficie vegetal bastante compacta, lo que ocasiona en el período 1983/87 una visible división sobre todo las clases de bosque denso y matorral claro. En cuanto a la clase de los bosques densos, se registra una notable disminución en la superficie de 4.079,8 ha. en 1956/57 a 2.450,3 ha. en 1983/87, el aumento en el número de los fragmentos, la disminución en el tamaño medio y en la distancia entre los fragmentos vecinos.

Respecto a los dos periodos parciales de referencia, los matorrales son las clases que ocupan la mayor superficie en el paisaje del parque y también presentan una mayor superficie sin cambios a lo largo del tiempo estudiado (1.531,64 ha. de matorral denso en el caso del período 1956/57-1983/87, y 1.974,48 ha. y 1.659,64 ha. del matorral claro y semidenso respectivamente (período 1983/87-2006/08)).

- *Identificar los elementos del paisaje y elaborar los mapas de la estructura del paisaje en 1956/57, 1983/87 y 2006/08 mediante la adaptación y actualización de los datos de Muñoz & Rubio (2008), así*

como a través de la interpretación de las ortofotomapas escala 1:5000 de los años 1983-1987, 2006 y 2008 utilizando el software ArcGis 9.3.

La utilización de las ortofotomapas y de índices representativos de las estructuras del paisaje resultaron ser herramientas útiles y válidas para analizar la relación dinámica entre el paisaje y el factor humano.

La estructura del paisaje del parque obedece a su elevada heterogeneidad espacial, así como a la alteración natural ocasionada por su estructura geológica, por su constante intervención antrópica, así como por los acontecimientos caóticos, como son los incendios.

La fotointerpretación y digitalización del material fotográfico, así como la adaptación y actualización de los datos de Muñoz & Rubio (2008) permitió identificar los elementos del paisaje y elaborar los mapas de la estructura del paisaje del Parque en 1956/57, 1983/87 y 2006/08. El uso de los SIG permitió el análisis del paisaje y la identificación de los cambios paisajísticos en los tres periodos establecidos. Las medidas utilizadas para la generación de información de paisaje y la utilización de los criterios expuestos, son unas herramientas válidas y comúnmente aplicadas para el manejo de las áreas naturales protegidas. Gracias a las medidas utilizadas, se construyó una base de datos que permitió definir indicadores de estado. Asimismo, se buscó tener una aproximación válida del estado de los ecosistemas en el área de estudio en tres períodos establecidos. La aproximación del estado sirvió posteriormente para realizar el análisis comparativo de los patrones espaciales de la cobertura vegetal y uso de la tierra dentro del geosistema denominado Espacio de Interés Natural del Garraf y Olèrdola.

- *Calcular los 25 índices y métricas de paisaje para analizar la estructura del paisaje en el área estudiada, la variación del mosaico paisajístico y otros atributos de fragmentación utilizando las extensiones de ArcGis, tales como el Patch Analyst software, y el programa FRAGSTAT (Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps) junto con hojas de cálculo Excel.*

En el estudio de la fragmentación y transformación del paisaje, las fuentes y métodos empleados han de ser variados y combinarse con el propósito de alcanzar los objetivos de estudio planteados. Por lo tanto, aparte de la información geoespecial y cartográfica se ha intentado aplicar una gran variedad de índices de fragmentación. La variedad de los índices aplicados con el fin de ampliar y fortalecer los resultados

de las métricas principales ha sido, en términos generales, de gran utilidad. Sin embargo, en algunos casos, el análisis de los resultados presentaba ciertos problemas o limitaciones. Tal es el caso de la dimensión fractal que no ha permitido caracterizar muy detalladamente la forma de los fragmentos ya que, debido a nivel de detalle que proporcionó la escala del estudio, se calculó este índice de una manera general y sus resultados se diferencian simplemente por describir las formas más o menos sencillas. Una de las escalas habitualmente utilizadas para la aplicación de este índice y para la obtención de los resultados con mayor grado de detalle son las escalas más pequeñas que la de 1:50.000.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la primera aproximación al análisis, los índices de diversidad (de Shannon y de Simpson modificado) muestran una tendencia hacia el incremento en la diversidad del mosaico paisajístico del Parque del Garraf y Olèrdola lo cual, en términos generales, se traduce como de la siguiente manera: la diversidad y heterogeneidad a nivel de paisaje, durante el período de estudio total, ha aumentado. Los valores obtenidos para 1983/87 y 2006/08 reflejan un paisaje con alta heterogeneidad espacial, lo que puede ser causado tanto por las condiciones naturales y las características biofísicas del parque, como por varios y dañosos incendios forestales, así como puede estar relacionado con la intensa transformación del mosaico paisajístico ocasionada por las actividades antrópicas. No obstante, debido a las alteraciones antrópicas tales como el desarrollo de la actividad minera o la construcción del vertedero de basuras, la transformación del paisaje se ve profundamente afectada en las zonas suroeste y en la parte oeste del parque.

- *Presentar de forma gráfica el grado de los cambios ocurridos en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola durante tres períodos estudiados (1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08 y 1956/57–2006/08 por medio de la comparación de los mapas de la evolución del paisaje elaborados para los períodos 1956/57, 1983/87 y 2006/2008.*

En lo referente a los procesos de cambios paisajísticos en la zona del parque, se elaboraron tres mapas de la evolución de la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola a fin de presentar de forma gráfica los cambios ocurridos. Se ha clasificado los cambios como suaves, moderados y profundos. Entre ellos existen cambios negativos y positivos. Los cambios positivos corresponden a los procesos de repoblación forestal y aumento de los hábitats naturales, mientras que los cambios negativos indican las

fuerzas transformaciones y perturbaciones, las pérdidas y/o faltas de la capa vegetal. Se observa que existen varios cambios en el paisaje del parque que han sido caracterizados como profundos. Unos de ellos corresponden a los terrenos dañados por los incendios, en cambio otros, a los terrenos transformados por el ser humano. Como ejemplo se puede citar el vertedero de basuras o las canteras de cielo abierto.

- *Identificar y evaluar, a través de la variación en el número y en la superficie de distintas coberturas naturales y usos de suelo, el grado de los cambios acontecidos en la estructura del paisaje en tres intervalos temporales: 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08 y 1956/57-2006/08.*

En la elaboración geomática, los cambios han sido clasificados como suaves, moderados y profundos. Dentro de la información generada durante la identificación, fotointerpretación y digitalización de las ortofotomapas el establecimiento de tres categorías básicas permitió identificar y presentar cartográficamente el grado de los cambios en el paisaje del parque.

En términos generales, el primer periodo presenta una tendencia hacia la fragmentación del paisaje (mayor número de los fragmentos y menor tamaño medio), mientras que el segundo periodo parcial muestra una lenta reducción de este proceso. En este periodo se observa menos cambios profundos y más cambios suaves. En cuanto al periodo correspondiente a los 50 años evaluados, los cambios en la estructura en el mosaico paisajístico son de mayor gravedad. Se observan más zonas de cambios moderados y suaves que las zonas sin cambios en el paisaje. Respecto a las zonas de cambios profundos, éstas corresponden al conjunto de espacios en los que han ocurrido las alteraciones a nivel elevado en el primer o en el segundo periodo parcial. De esta manera, se integran las áreas en las que se desarrollaron actividades mineras y extractivas o de otro tipo de intervención antrópica, así como las áreas dañadas gravemente por los incendios. Estas áreas requieren prestar especial atención debido a la alteración de su estado y características naturales.

- *Sobre la base de los valores numéricos de cambio entre las diferentes cubiertas y usos del suelo, elaborar las matrices de cambio del paisaje para los tres periodos analizados.*

La evaluación de la cualidad de los procesos de cambio general se realiza calculando la totalidad de los cambios en el paisaje entre los periodos establecidos. En cuanto a las matrices de cambios se ha calculado la diferencia de superficie entre tres periodos evaluados. La diferencia de superficie queda expresada en ha. en cada una de las tres matrices elaboradas. En los 50 años evaluados, se observa que la vegetación natural de la zona fue reemplazada por los matorrales, las zonas industriales o sin cobertura vegetal. La pérdida de bosque denso ocasionada por perturbaciones tales como los incendios y la desforestación, trae una serie de impactos entre los cuales se encuentra la fragmentación del paisaje. El aumento de los matorrales y el cambio de las condiciones climáticas, ocasiona el aumento y la gravedad de los incendios que, a lo largo del período total evaluado, causan daños considerables en el área de estudio.

Finalmente, a nivel de detalle que proporcionaron los resultados obtenidos, se puede concluir que el cálculo de los índices de fragmentación y la elaboración de matrices de cambio diseñadas para los tres periodos estudiados permitió profundizar el análisis de la dinámica estructural y de la fragmentación del paisaje.

7.4. Tesis final

El análisis que hemos presentado en esta tesis ha tenido por objetivo analizar el problema de la fragmentación y transformación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola (Espacio de Interés Natural), ocurridos en el período de 50 años, comprendido entre 1956/57 y 2006/2008. La investigación se realizó con apoyo de técnicas geomáticas y la aplicación de los índices diagnósticos que reflejaron los cambios en la estructura natural del paisaje del parque.

En una perspectiva general, la estructura del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola presenta una organización especial siendo un sistema complejo, dinámico, abierto, jerárquicamente organizado que funciona a través de los flujos materiales y energéticos, y abarca comportamientos imprevisibles. La estructura de esta área presenta también una gran heterogeneidad que es el resultado de la compleja interacción de los procesos tanto naturales como socioeconómicos que ha tenido lugar a lo largo del tiempo.

El desarrollo de la investigación ha permitido examinar la composición del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola en tres periodos establecidos: 1956/57, 1983/87 y 2006/08. La comparación temporal de estos mosaicos paisajísticos del área estudiada

permitió establecer cambios significativos en la composición, donde se observó el aumento en el número de fragmentos, disminución en su tamaño y distancia media entre ellos. Estas tres variables son muy significativas en cuanto al estudio del proceso de la fragmentación ya que se refieren al grado de conectividad espacial que existe entre diversos elementos espaciales y que es importante para entender los procesos ecológicos que ocurren a escala del paisaje. Los cálculos de estas variables nos indicaron cómo, a lo largo del período analizado, el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se ha fragmentado.

En términos generales, los resultados obtenidos demuestran que el análisis comparativo, que forma parte de la propuesta metodológica, cumple con el objetivo general planteado para la investigación, debido a que permite caracterizar los cambios en los diversos patrones espaciales del área investigada. La identificación de los cambios en el paisaje hizo posible indicar las zonas de mayor y menor grado de transformación.

En suma, de acuerdo con los resultados del análisis del paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola se observa que en 1956/57 el mosaico paisajístico del área estudiada era relativamente homogéneo en comparación con el diverso mosaico paisajístico de los años posteriores. La evolución del paisaje y el aumento de la heterogeneidad del mismo, la división y la pérdida de capa vegetal permiten observar la ocurrencia del proceso de la fragmentación del paisaje.

En cuanto a los objetivos específicos, planteados para la investigación, creemos que el método propuesto para la investigación fue acertado para obtener los resultados necesarios para comprobar la hipótesis, cuya interpretación hace posible alcanzar las metas establecidas. Tal y como lo muestra la Tabla nº 25, el cumplimiento de los objetivos específicos lo hemos clasificado en cuatro categorías de acuerdo al nivel de cumplimiento:

- a) parcialmente (> 80% del objetivo cumplido),
- b) en buena parte (81%-90%),
- c) bien (91%-99%),
- d) totalmente (100%),

De este manera, podemos establecer de forma cualitativa en qué porcentaje hemos cumplido con los objetivos establecidos para la investigación.

Tabla nº25. Grado del cumplimiento de los objetivos establecidos para la investigación.

Objetivos específicos	Grado de cumplimiento
<p><i>Realizar una recopilación y evaluación de antecedentes bibliográficos con el propósito de establecer una base teórica y conceptual relacionada con la problemática del estudio (Teoría General de Sistemas, Teoría del Caos y los fenómenos imprevisibles, así como otros conceptos de carácter multidisciplinar que abarcan la temática del paisaje y de áreas protegidas).</i></p>	<p>La elaboración de la base teórico-conceptual relacionada con la problemática de la investigación ha sido enfocada en varios conceptos relacionados a distintos aspectos de la investigación. La recopilación de la bibliografía es muy profunda y sirve como una base útil para el estudio. EN BUENA PARTE se pueden aplicar los estudios recopilados ya que la mayoría de los estudios relacionados con el problema de la fragmentación ha sido elaborado para las escalas medianas y pequeñas.</p>
<p><i>Estudiar y exponer desde un enfoque geoecológico aquellos aspectos implicados en la problemática de la fragmentación de la Naturaleza con el propósito de profundizar el estudio.</i></p>	<p>Se han estudiado TODOS los distintos problemas y conceptos relacionados con el tema principal de la investigación.</p>
<p><i>Crear una clasificación común de los elementos del paisaje según diferentes tipos de vegetación y uso del suelo e identificar, determinar y seleccionar los índices de la dinámica y evolución del paisaje (tipología y superficies, número, tamaño, formas, diversidad, yuxtaposición, distancia al fragmento más próximo, aislamiento y riqueza, relación perímetro/área, entre otros) para el estudio.</i></p>	<p>La creación de una clasificación común aplicada a cada uno de los tres mapas estudiados de la estructura del paisaje del parque se ha cumplido PARCIALMENTE. El gran problema que ha aparecido a la hora de la aplicación de la clasificación eran las clases nuevas que aparecen lo largo del tiempo. En cuanto a los índices creemos que los hemos seleccionado EN BUENA PARTE de una forma satisfactoria.</p>
<p><i>Identificar los elementos del paisaje y elaborar los mapas de la estructura del paisaje en 1956/57, 1983/87 y 2006/08 mediante la adaptación y actualización de los datos de Muñoz & Rubio (2008), así como a través de la interpretación de las ortofotomapas escala 1:5000 de los años 1983-1987, 2006 y 2008 utilizando el software ArcGis 9.3.</i></p>	<p>Satisfactoriamente los elementos del paisaje han sido identificados BIEN en los tres periodos evaluados, y hemos elaborado TOTALMENTE los mapas de la estructura del paisaje para los tres periodos: 1956/57, 1983/87 y 2006/08.</p>
<p><i>Calcular los 25 índices y métricas de paisaje para analizar la estructura del paisaje en el área estudiada, la variación del mosaico paisajístico y otros atributos de fragmentación utilizando las extensiones de ArcGis, tales como el Patch Analyst software, y el programa FRAGSTAT (Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps) junto con hojas de cálculo Excel.</i></p>	<p>En cuanto a los índices de fragmentación, hemos calculado EN BUENA PARTE 25 índices y además elaborado TOTALMENTE tres matrices de cambio. No todos los índices de fragmentación, debido a la escala de estudio y las clases establecidas, nos han dado resultados significativos.</p>
<p><i>Presentar de forma gráfica el grado de los cambios ocurridos en el paisaje del Parque del Garraf y Olèrdola durante tres periodos estudiados (1956/57–1983/87, 1983/87–2006/08 y 1956/57–2006/08 por medio de la comparación de los mapas de la evolución del paisaje elaborados para los periodos 1956/57, 1983/87 y 2006/2008.</i></p>	<p>Hemos establecido TOTALMENTE la estructura del paisaje del parque en tres periodos estudiados y hemos presentado de forma gráfica los cambios en el paisaje clasificándolos como suaves, moderados y profundos.</p>
<p><i>Identificar y evaluar, a través de la variación en el número y en la superficie de distintas coberturas naturales y usos de suelo, el grado de los cambios acontecidos en la estructura del paisaje en tres intervalos temporales: 1956/57-1983/87, 1983/87-2006/08 y 1956/57-2006/08.</i></p>	<p>La evaluación de la variación de los resultados en tres intervalos temporales la hemos conseguido hacer EN BUENA PARTE, porque no todos los índices han dado resultados muy significativos.</p>
<p><i>Sobre la base de los valores numéricos de cambio entre las diferentes cubiertas y usos del suelo, elaborar las matrices de cambio del paisaje para los tres periodos analizados.</i></p>	<p>La estructura del paisaje del parque en tres periodos estudiados ha sido analizada TOTALMENTE, al igual como los matrices de cambio.</p>

[Elaboración propia].

La información generada sobre la fragmentación y transformación del paisaje en el Parque del Garraf y Olèrdola a lo largo de un período de 50 años permite servir como base para comprender, de mejor manera, el efecto que ejerce la presencia de diversos disturbios (naturales y artificiales) al desarrollo del paisaje mediterráneo. No es sorprendente que el paisaje del parque haya mantenido durante este período el alto nivel de la heterogeneidad y la biodiversidad. Pero, por otra parte, hay que tener en cuenta que entre los procesos estrechamente vinculados a la fragmentación del paisaje se encuentran tanto la pérdida de hábitats en el paisaje, como el aumento del aislamiento de los mismo. Ambos procesos influyen de forma negativa a la evolución natural del paisaje protegido lo cual afecta indudablemente su estado natural.

7.5. Bibliografía específica:

- Buzai G.D., Mendoza N.E.**, 2004. *Cálculo de índices y métricas de la estructura del paisaje a partir del tratamiento cuantitativo de imágenes satélites*. Fronteras 3, Buenos Aires, Argentina, pp. 32-36.
- Etchechuri H., Ferraro R., Bengoa G.**, 2002. *Evaluación de Impacto Ambiental. Entre el saber y la práctica*. Centro de Investigaciones Ambientales (CIAM). Espacio. Buenos Aires, Argentina.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*. Ed. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Gustafson E.J.**, 1998. *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?*. Ecosystems, New York, USA, Vol.1, N°1, pp.143-156.
- Matteucci S.D., Morello J., Rodríguez A.F., Mendoza N.E.**, 2004. *El Alto Paraná encajonado argentino-paraguayo*. FADU, Buenos Aires, Argentina, p.160.
- Santos T., Tellería J.L.**, 2006. *Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies*. Ecosistemas, España, Vol.15, pp. 3-12.
- Wiens J.A.**, 1995. *Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation*, IBIS, British Ornithologists' Union, Vol. 137, pp. 1-250.

CAPÍTULO VIII
BIBLIOGRAFÍA GENERAL

- Ackoff Russell L.**, 1971. *Towards A System of Systems Concepts*. Management Science. Maryland (USA), Vol. 17, Nº 11.
- Ackoff R.L., Emery F.E.**, 1972. *On Purposeful Systems*. Aldine. Chicago (USA).
- Addicott J. F., Aho J. M., Antolin M. F., Padilla D. K., Richardson J. S., Soluk J. S.**, 1987. *Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns*. OIKOS - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 49, pp. 340-346.
- Agnew J., Livibgstone D.N., Rogers A.**, 1996, *Human Geography. An Essential anthology*. Oxford, UK.
- Albarrán A.J., Molina G.Z.**, 2010. *Análisis ecológico de los paisajes del Parque Nacional Yacambú – Andes de Venezuela, usando herramientas de la Geomática*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, on-line: <http://www.selper-mexico.org.mx/XT%20PDF/CAMBIO%20DE%20COBERTURA/CC-03.pdf>
- Albrich S., Bernaus J.M., Boix C., Caus E., Martín-Closas C., Salas R., Vicedo V., Villalonga R.**, 2006. *Caracterización bioestratigráfica y paleoambiental del cretácico inferior (Berriasiense-Barremiense) del Macizo del Garraf (Cadena Costera Catalana)*. Revista Española de Micropaleontología, Vol. 38 (2-3), Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España, pp. 429-451.
- Allen T.H.F., Starr T.B.**, 1982. *Hierarchy, perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press. Chicago (USA).
- Alligood K.T., Sauer T. D., Yorke J. A.**, 1997. *Chaos: An introduction to dynamical systems*. Springer-Verlag, New York (USA).
- Altamirano A., Echeverría C., Lara A.**, 2007. *Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de Legrandina concinna (Myrtaceae) del centro-sur de Chile*. Revista Chilena de Historia Natural, Santiago de Chile, Chile, Vol. 80, pp. 27-42.
- Andrén H.**, 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with differentness proportions of suitable habitat*. OIKOS - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 71, pp. 1223-1235.
- Antrop M.**, 1998. *Landscape change: plan or chaos?*. Landscape and Urban Planning 41, Elsevier, USA, pp. 155-161.
- Armand D.L.**, 1980. *Nauka o krajobrazie [The Science of the Landscape; En ingles]*. PWN. Warszawa (Polska).
- Askasibar M.**, 1998. *Política y normativa del paisaje en Europa*. Lurralde (Investigación y espacio). Instituto Geográfico Vasco, España, Nº 21, pp. 155-193, En: www.ingeiba.euskalnet.net/lurralde/lurranet/lur21/21aska/21aska.htm.
- Austin M.P.**, 2007. *Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches*. Ecological Modeling, New York, USA, Vol. 200, pp. 1-19.
- Austin M.P., Austin B.O.**, 1980. *Behaviour of experimental plant communities along a nutrient gradient*. Journal of Ecology, British Ecological Society, London, UK, Vol. 68, pp. 891-918.
- Austin M.P., Schmith T.M.**, 1989. *A new model for the continuum concept*. Plant Ecology 83, (Eds) Neal J. Enright, Murdoch University, Australia, Vol. 1, pp. 35-47.
- Barrow J.D.**, 1994. *Teorías del Todo. Hacia una explicación fundamental del Universo*. Crítica. Barcelona (España), pp. 55.
- Bayer X., Guasch C.**, 2001. *Parajes naturales: Massís del Garraf i Conques de L'Anoia, del Foix i del Gaià. Cossetània, Catalunya, Espanya*.
- Beer S.**, 1959. *Cybernetics and Management*. Wiley, New York (USA).
- Benet M.I.**, 1990. *El Paleozoico de la parte NE del Macizo de Garraf (Cadenas Costeras Catalanas)*. Acta Geologica Hispanica, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. 25 (1-2), pp.133-139.

- Bennet G.**, 1991. *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, The Netherlands.
- Bennett A.F.**, 1999. *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 205-240.
- Berg L.J.L. van den, Bullock J.M., Clarke R.T., Langston R.H.W., Rose R.J.**, 2001. *Territory selection by the Dartford warbler in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size*. Biological Conservation, Boston University, Boston (USA), Vol.101, pp. 217–28.
- Bernández F.G., Rey J.M., Levassor C., Peco B.**, 1989. *The landscape ecology of uncultivated lowlands in Central Spain*. Landscape Ecology, USA, Vol. 3, pp. 3-19.
- Beroutchachvili N., Bertland G.**, 1978. *Le Géosystème ou Système territorial naturel*. Revue Géographique des Pyrénées et du sudouest Toulouse, France, Vol. 49 (2), pp. 167-180.
- Beroutchachvili N., Mathieu J.L.**, 1977. *L'Étologie des géosysteemes*. L'Espace Géographique. Paris, France, T.6, N° 2, pp. 73-84.
- Berque A.**, 1995. *Les raisons du paysage*. Hazan, Milano, Italia.
- Bertalanffy L. von**, 1976. *Teoría general de los sistemas – fundamentos, desarrollo, aplicaciones*. 1.ed. en español, 1976, Fondo de Cultura Económica, Ministerio de Medio Ambiente, México, pp. 311.
- Bertalanffy L. von**, 1968. *General System theory: Foundations, Development, Applications*. New York, USA.
- Bertrand G.**, 1968. *Paysage et géographie physique globale. Esquisse Méthodologique*. Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, Toulouse, France, Vol. XX XIII, N° 3, pp. 129-143.
- Bertrand G.**, 1978. *La geografía física ¿contra la naturaleza?*. En: Traducciones Geográficas N° 1 IGAC-IPGH. Bogotá (Columbia), pp. 45-61.
- Bertrand G.**, 1993. *El Geosistema y la Autoorganización de la Geografía*. Cuadernos de Geografía. Universidad de Valencia, Valencia, España, Vol. IV (1-2), pp.1-50.
- Bertrand G.**, 2008. *Un paisaje más profundo. De la epistemología al método*. Cuadernos Geográficos, Universidad de Granada, España.
- Bertrand G., Dollfus O.**, 1973. *Le paysage et son concept*. L'Espace Géographique, Paris, France, Vol. 2(3), pp. 171-184.
- Bertrand G.**, 2002. *Une géographie traversière: L'environnement à travers territoires et temporalités*. Editions Arguments, Paris, France, p. 311.
- Bertrand G.**, 1968. *Paisaje y geografía física global*. En: Traducciones Geográficas N° 1, IGAC-IPGH. Bogotá (Columbia), pp. 45-61.
- Bing Xue, Chen Xing-peng, Huang Yan, Li Youg-jin, Liu Yong**, 2005. *A study on the landscape structure and change of the Valley-City: case of Lanzhou*. National Laboratory of Western China's Environmental Systems, Lanzhou University, Nanjing Normal University, China.
- Birnbaum C., Hughes M.**, 2001. *Design with culture*. Clamming American's Heritage. University of Virginia Press, Charlottesville, USA.
- Bissonette J.A., Storch I.**, 2002. *Fragmentation: Is the Message Clear?*. Conservation Ecology, Acadia University, Nova Scotia, Canada, Vol. 6(2), pp.14. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/atr14>
- Bissonette J.A., Hagis C.D., David J.L.**, 1997. *Understanding measures of landscape pattern*. :J.A. Bissonette, ed. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York, USA. Chapter 9, pp. 231-261.
- Bissonette J.A., Storch I.**, 2002. *Fragmentation: Is the Message Clear?*. Conservation Ecology, New York, USA, Vol. 6(2), pp. 14, [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/atr14>

- Bocco G.**, 2003. *Carl Troll y la Ecología del Paisaje*. Gaceta Ecológica, Instituto Nacional de Ecología, Distrito Federal, México, pp. 69-70.
- Bogdanowski J.**, 1983. *Wprowadzenie do regionalizmu architektoniczno-krajobrazowego*, Wiadomości Ekologiczne, PAN, Łomianki, Polska, vol. 29 (3).
- Bogdanowski J.**, 1990. *Metoda jednostek i wnętrz architektoniczno-krajobrazowych (JARK-WAK) w studiach i projektowaniu*. Politechnika Krakowska, Kraków, Polska.
- Bojarski W.**, 1984. *Podstawy analizy i inżynierii systemów*. Wydawca: PWN, Warszawa, Polska.
- Bolòs M. de**, 1950. *Vegetación de las comarcas barcelonesas*. Instituto Español de Estudios Mediterráneos. Barcelona, España.
- Bolòs M. de**, 1992. *Manual de Ciencia del Paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones*. Col. De Geografía, Editorial Masson, Barcelona, España.
- Botequilha A., Miller J., Ahern J., McGarigal K.**, 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Island Press, Washington, USA.
- Boulding K.**, 1985. *The World as a Total System*. Sage Publications, Beverly Hills, California, USA.
- Bovet M. T.**, 1988. *Paisatge i caos*. Notes de Geografia Física, Barcelona, Espanya, N° 17, pp. 37- 41.
- Brandt J., Vejre H.**, 2000. *Multifunctional landscape-motives, concept and perspectives*. En: Brandt J., Tress B, Tress G.. *Multifunctional Landscapes: Interdisciplinary Approaches to Landscape Research and Management*. Centre for Landscape Research, Roskilde, Dinamarca, pp. 263.
- Briggs J., Peat F.D.**, 1999. *Las siete leyes del caos, Las Ventajas de una Vida Caótica*. Ediciones Grijalbo, Barcelona, España.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Ng P.K.L.**, 2003. *Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore*. Nature, Nature Publishing Group, London, United Kingdom, Vol. 424, pp. 420–423.
- Brotóns L.**, 2007. *Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico*. En: Camprodon J., Plana E. (editores). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España, pp. 137-156.
- Brown K.S, Hutchings R.W.**, 1997. *Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies*, In: Laurance, W. F. & Bierregaard R.O. (Eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago, Chicago, USA, pp. 91-110.
- Burel F., Baudry J.**, 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Burgess R.L., Sharpe D.M.**, 1981. *Forest Island Dynamics in Man-Dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Busquets J., Cortina A.**, 2009. *Gestión del paisaje. Manual de protección, gestión y ordenación del paisaje*. Editorial Ariel S.A., España.
- Bustamante R., Grez A.**, 1995. *Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos*. Ciencia y ambiente, Santa Maria, Brasil, Vol. 11(2), pp. 58-63.
- Buzai G.D., Mendoza N.E.**, 2004. *Cálculo de índices y métricas de la estructura del paisaje a partir del tratamiento cuantitativo de imágenes satélites*. Fronteras 3, Buenos Aires, Argentina, pp. 32-36.
- Buzo I., Gonzalo J.**, 2002. *Políticas de conservación de espacios naturales en Extremadura: ¿Protección o promoción?*. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Extremadura, Extremadura, España.

- Camarasa J.M., Folch R., Masalles R.M.**, 1979. *El patrimonio natural de la comarca de Barcelona. Medidas necesarias para su protección y conservación*. Barcelona: Corporación Metropolitana de Barcelona, España, pp. 232.
- Cáncer L.**, 1994. *Aproximación crítica a las teorías más representativas de la ciencia del paisaje*. Geographica 31, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España, pp. 17-30.
- Carr L.W., Pope S.E., Fahrig L.**, 2002. *Impacts of landscape transformation by roads*. In: Gutzwiller, K.J. (Ed.), *Concepts and Applications of Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Castro H.**, 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales, Sevilla, España.
- Casulleras G., Panareda J.M.**, 2005. *Evolución del paisaje agrario del término municipal de Parc del Penedès (Alt Penedès, Barcelona) en los 200 últimos años*. Boletín de la Agencia General del Estado (A.G.E.), Madrid, España, N° 40, pp. 353-373.
- Cebrian J.A., Mark D.**, 1986. *Modelos topográficos digitales en Métodos cuantitativos en Geografía: enseñanza, investigación y planeamiento*. A.G.E., Madrid, España, pp. 292-334.
- Celecia J.**, 1998. *Desarrollo sostenible y ciudad: Más allá del virtuoso discurso*. Ciudades, Universidad de Valladolid, Valladolid, España, Vol.37, pp. 12-25.
- Checkland P., Scholes J.**, 1990. *Soft systems methodology in action*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Chiarello A.G.**, 2000. *Conservation value of a native forest fragment In a region of extensive agriculture*. Revista Brasileira de Biología, São Carlos, Brasil, Vol. 60, pp. 237-247.
- Chiavenato I.**, 1999. *Administración De Recursos Humanos*. Ed. McGraw-Hill, México.
- Chmielewski J.M.**, 2001. *System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę*. Politechnika Lubelska, Lublin, Polska, pp. 193-194.
- Chorely R.J., Kennedy B.A.**, 1971. *Physical Geography: a system approach*. Prentice Hall, London, United Kingdom.
- Cieszewska A.**, 2004. *Platy i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji*. Problemy Ekologii Krajobrazu, tom XIV, Warszawa.
- Cifuentes M., Izurieta A., De Faria H.**, 2000. *Medición de la efectividad del manejo de áreas protegidas*. Forest Innovations Project, WWF, IUCN y GTZ, Turrialba, Costa Rica.
- Collado D., Dellafiore C. M.**, 2003. *Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población Del Venado De Las Pampas en el Sur de la Provincia de San Luis*. Revista de Investigaciones Agropecuaria (RIA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, Argentina, pp. 17-34.
- Collingham Y.C., Huntly B.**, 2000. *Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 10, pp. 131–144.
- Convenio Europeo del Paisaje**, 2000. Consejo de Europa. Treaty Series, Florencia, Italia, N° 176.
- Corraliza J.A., GarcíaJ., Valero E.**, 2002. *Los Parques Naturales en España: conservación y disfrute*. Fundación Alfonso Martín Escudero, Madrid, España.
- Correa do Carmo A.P., Finegan B., Harvey C.**, 2001. *Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad*, Comunicación Técnica, Revista Forestal Centroamericana, Costa Rica, Vol. 34.
- Crang M.**, 1998. *Cultural Geography*. Ed. Routledge, London, United Kingdom.
- Crutchfield J.D., Fermer J.D., Packard N.H., Shaw R.S.**, 1987. *Caos*. Investigación y ciencia, Barcelona, España, N° 25, pp. 16-28.
- Debinsky D.M., Holt R.D.**, 2000. *A Survey and overview of Habitat Fragmentation Experiments*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 14, p. 342.

- Degórski M.**, 2009, *Krajobraz jako odbicie przyrodniczych i antropogenicznych procesów zachodzących w megasystemie środowiska geograficznego / Landscape as the reflection of natural and antropogenic processes in the megasystem of the geographical environment*. The Problems of Landscape Ecology, Warsaw (Poland), Vol. XXIII, pp. 53–60.
- Delgado J.**, 2007. *Auditoría de vulnerabilidad urbana en las cuencas de las La Zorra, Mamo y Tacagua*. Editorial Vargas, Informe de avance N°3, Universidad Central de Venezuela (UCV), Caracas, Venezuela.
- Deng W.H., Zheng G.M.**, 2004. *Landscape and habitat factors affecting cabot's tragopan *Tragopan caboti* occurrence in habitat fragments*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 111, pp. 25-32.
- Di Castri F., Floret Ch., Rambal S., Roy J.**, 1988. *Time scales and water stress*. IUBS, Paris, France.
- Diario Oficial de la Comunidad Europea**, 2002. DECISIÓN No 1600/2002/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 22 de julio de 2002 por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente, Parlamento Europeo, Bruselas.
- Díaz F.**, 1973, *Terrestrial ecosystems adjacent to large reservoirs. Eco-survey and Diagnosis*. International Commission on Large Dams (ICOLD). XI Congress. ICOLD Press, Paris, France, p. 973.
- Díaz F.**, 2003. *Paisaje y Territorio*. En: García C. (Coord.). Mediterráneo y Medio Ambiente. Colección Mediterráneo Económico. Vol. 4. Instituto de Estudios Cajamar, Almería, España, pp. 181-198.
- Diccionario de la lengua española de Real Academia Española**, 2001. Diccionarios ESPASA, Madrid (22ª ED.), Vol. 2, España.
- Diccionario de la lengua polaca**, 1964. Doroszewski W., t.III, PWN, Varsovia, Polonia, pp. 1092.
- Diccionario de la lengua polaca**, 2007. Red. Drabik L. et al., PWN, Varsovia, Polonia.
- Diputació de Barcelona (DIBA)**, 2008. *Parc del Garraf. Memòria de gestió 2007*, Barcelona, Catalunya.
- Diputació de Barcelona (DIBA)**, 2010. *Parc del Garraf i Parc d'Olèrdola. Memòries de gestió 2008*, Barcelona, Catalunya.
- Diputació de Barcelona (DIBA)**, 2010. *Parc del Garraf i Parc d'Olèrdola. Memòries de gestió 2009*, Barcelona, Catalunya.
- Diputación de Barcelona (DIBA)**, 2010. *La Red de Parques Naturales de la Diputación de Barcelona y el Área de Espacios Naturales*. Barcelona, España: <http://www.diba.es/parcsn/parcs/plana.asp?parc=0&m=135&s=871>
- Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992, relative a la conservación de los hábitats naturales y de fauna y flora silvestre**, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, España, DO L 206 de 22.7.1992, p. 7.
- Dunn M.C.**, 1974. *Landscape evaluation techniques: an appraisal and review of the literature*. Centre for Urban and Regional Studies, University of Birmingham, Birmingham, United Kingdom, pp. 123.
- Dunn C.P., Sharpe D.M., Guntempergen G.R., Stearns F., Yang Z.**, 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern, in quantitative methods in landscape ecology. Edited by Turner M.G. & Gardner R.H., Springer-Verlag, New York, USA, pp.173-198.
- Echeverría C., Comnes D., Salas J., Rey-Benayas J.M., Lara A., Newton A.**, 2006. *Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 130, pp. 481-494.
- Echeverry M.A., Rodríguez J.M.**, 2006. *Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical*

- en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. Scientia et Technica Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, Año XII, N°30, pp. 405-410.
- Ecotono**, 1996. *Fragmentación y metapoblaciones*. Centro para la biología de la conservación. Universidad de Stanford. Boletín programa de la investigación tropical. Stanford, California (USA).
- Elena-Roselló R., Bolaños F., Camacho G., González-Ávila S., Yáñez A.**, 2003. *Informe final del convenio análisis de la dinámica espacial y temporal de los paisajes rurales españoles*. Inédito, DGCONA-Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Elkie P., Rempel R., Carr A.**, 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ontario Ministry of Natural Resources. Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario, Canada, pp. 16.
- Escribano M.M., Frutos M. de, Iglesias E., Mataix C., Torrecilla, I.**, 1987. *El paisaje*. MOPU. Unidades Temáticas Ambientales de la Dirección General del Medio Ambiente, Cátedra de Planificación y Proyectos, ETSI Montes, Madrid, España.
- Espinosa A.E.**, 2004, *El caos y la caracterización de series de tiempo a través de la dinámica no-lineal*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Etchechuri H., Ferraro R., Bengoa G.**, 2002. *Evaluación de Impacto Ambiental. Entre el saber y la práctica*. Centro de Investigaciones Ambientales (CIAM). Espacio. Buenos Aires, Argentina.
- EUROPARC**, 2002. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2002*. Madrid, España, En: <http://www.europarc-es.org>
- EUROPARC**, 2006. *Procedimiento de asignación de las categorías de Manejo UICN a los Espacios Naturales Protegidos del Estado Español*, EUROPARC- Madrid (España).
- EUROPARC**, 2009. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2009*, Madrid, España, En: <http://www.redeuroparc.org/Anuario2009.pdf>
- Ewers R.M., Dirham R.K.**, 2006. *The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 21, N° 4, pp. 926–936.
- Fagan W.F., Cantrell R.S., Cosner C.**, 1999. *How habitat edges change species interactions*. The American Naturalist, The University of Chicago Press, Chicago (USA), Vol. 153, pp. 165-182.
- Fahrig L.**, 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics, California, USA, Vol. 34, pp. 487-515.
- Fall A., Morgan D.**, 2001. *Landscape pattern generation and analysis models: deriving block patch patterns base on forest cover, terrain and patch size rules*. Application in the Klawi Landscape Unit, Mackenzie Forest District. University Burnaby, Canada.
- Farina A.**, 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall Ltd., London, United Kingdom, p. 235.
- Farina A.**, 2000. *Landscape Ecology in action*. Kluwer Academic Publication, Dordrecht, Germany, pp. 317.
- Fernández F.**, 2006. *Geografía cultural*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México, En: D. Hiernaux y A. Lindón (editores), *Tratado de Geografía Humana*. Anthropos, Barcelona, España, pp. 220-253.
- Fernández J.**, 1998. *El hombre de Picos de Europa*. Pedro Pidal, marqués de Villaviciosa: fundador de los parques nacionales, Caja Madrid, Madrid, España.
- Fernández P.**, 1991. *Evaluación y corrección de impactos ambientales*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, España, Cap: Restauración paisajística.
- Fernández P., Pérez M.E., de Lucio Fernández J.V. de**, 1997. *Criterios de definición de las categorías de protección de espacios naturales protegidos del Estado Español*. Serie Documentos n°23. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid, España.

- Fischer J., Linder Mayer D.B.**, 2005. *Nestedness in fragmented landscapes: a case study on birds, arboreal marsupials and lizards*. Journal of Biogeography, New York, USA, Vol. 32, Issue 10, pp. 1737-1750.
- Fisher J., Lindenmayer D.B.**, 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. Global Ecology and Biogeography, New York, USA, Vol. 16, pp. 265-280.
- Flochler-Hauke G.**, 1953. *El paisaje como objeto de la Geografía Regional*. Coprología Geográfica Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Flórez A.**, 2005. *La geografía física: su proyección actual*. III Ciclo de Conferencias en Geografía, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Florido G., Lozano P.J.**, 2005. *Las figuras de Protección de los Espacios Naturales en las Comunidades Autónomas Españolas: una puesta al día*. Universidad del País Vasco, Boletín de la A.G.E., Leioa (España), Nº 40, pp. 57-81.
- Folch R.**, 1981. *La Vegetació dels Paisos Catalans*. Ketrés, Barcelona, Catalunya.
- Forman R.T.T., Collinge S. K.**, 1997. *Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning*, Landscape and Urban Planning, New York, USA, Vol. 37, pp. 129-135.
- Forman R.T.T.**, 1995. *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, London, United Kingdom.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Forman R.T.T., Godron M.**, 1986. *Principles and methods in landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA, p. 619.
- Frąckiewicz J.**, 1980. *Systemy sprawnego działania*. Zakład Narodowy im. Ossolinskih, Ossolineum, Wrocław, Polska.
- Frohn R.C.**, 1998. *Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems*. Lewis Publishers, Los Angeles, California, USA, pp. 99.
- Frolova M.**, 2002. *La evolución de la Geografía y del trabajo del geógrafo en Rusia*. Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Tom VI, Vol. 119, p. 16.
- Frolova M., Bertrand G.**, 2005. *Geografía y Paisaje*. México: UAM-Anthropos., En: HIERNAUX, Daniel et al (Dir.) Tratado de Geografía Humana. México, pp. 254- 270.
- Fuentes E.**, 1990. *Landscape change in Mediterranean-type habitats of Chile: patterns and processes*. In: Zonneveld I. & Forman. *Changing landscapes: an ecological perspective*. Springer-Verlag, New York, USA, pp. 165-190.
- Galindo J.**, 2007. *Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos; el caso de los murciélagos de los Tuxtlas, Veracruz*. (En: *Tópicos de sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*, Editores: Sánchez Rojas G. & Rojas Martínez A., Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, pp. 97-114.
- Gallegos A., Abundio E., Carvajal S., Espinosa A., Hernández J.**, 2006. *Variación en la tipología del cambio de uso del suelo en el área de protección de flora y fauna "La Primavera" para el periodo 1980-2002*. Scientia-CUCBA, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, Nº 8, pp. 171-179.
- García A.**, 1995. *Notas sobre la teoría general de sistemas*. Revista general de información y documentación, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España, Vol. 5(1).
- García-Herrera J.J.**, 2003. *Vigencia y fruto de los Parques Nacionales*. Parque Nacional de Cabañeros, Ciudad Real, España.
- Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G., O'Neill R.V.**, 1987. *Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 1, pp. 19-28.
- Gautam A.P., Webb E.L., Shivakoti G.P., Zoenisch M.A.**, 2003. *Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal*. Agriculture, Ecosystems & Environment, Zürich, Switzerland, Vol. 99, pp. 83-96.

- Gell-Mann M.**, 1995. *El quark y el jaguar. Aventuras en lo simple y lo complejo*. Tusquets Editores S.A., Barcelona, España, p. 413.
- Gergel S.E., Turner M.G.**, 2002. *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques*, Springer-Verlag, New York, USA, pp. 316.
- Gibb H., Hochuli D.F.**, 2002. *Habitat fragmentation In an environment: large and small fragments support different arthropod assemblages*, Conservation Biology, New York, USA, Vol. 106, pp. 91-100.
- Gigch J.V. van**, 1974. *Applied General Systems Theory*. Harper & Row Pub., New York, USA.
- Gigch J.P. van**, 1991. *Systems Design Modelling and Metamodeling*. Plenum Press, New York, USA.
- Gilbert K.A.**, 2003. *Primates and fragmentation of Amazon forest*. En: Marsh L.K. (ed.) *Primates in Patches: Ecology and Conservation*, Kulwer Academic/Plenum Press, New York, USA, pp. 145-157.
- Gleason H.A.**, 1926. *The Individualistic Concept of the Plant Association*. Bull. Torrey Bot. Club, 53:7-26. Reimpreso parcialmente, En: *Readings in Ecology* (E.J. Kormondy, Edit.); Prentice Hall, New York, USA.
- Glück A., Magel H.** (ed.), 1990. *Das Land hat Zukunft. Neue Perspektiven für die ländlichen Räume*. Jehle-Verlag. München, Deutschland, p. 276.
- Gómez D.**, 1985. *El espacio rural en la ordenación del territorio*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios, Madrid, España.
- Gómez D.**, 2002. *Ordenación Territorial*. Ediciones MundiPrensa, Madrid, España.
- Gómez J.**, 1992. *Ciencia y política de los montes españoles (1848-1936)*. ICONA, Madrid, España.
- Gómez J.**, 1992. *Los orígenes de la política de protección de la naturaleza en España: La iniciativa forestal en la declaración y en la gestión de los Parques*. En AAW: El medio rural español. Cultura, paisaje y naturaleza. Homenaje a don Ángel Cabo Alonso. Ediciones de la Universidad de Salamanca. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Centro de Estudios Salmantinos, Salamanca, España, pp. 1039-1051.
- González F.**, 1981. *Ecología y paisaje*. Blume, Madrid, España.
- González F.**, 1985. *Invitación a la ecología humana. La adaptación afectiva al entorno*. Tecnos, Madrid, España, pp. 159.
- González F.**, 1991. *Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias*. En: Pineda F.D., Casado M.A., De Miguel J.M., Montalvo J. (Eds.): *Diversidad Biológica/Biological Diversity*, Fund. Areces-SCOPE-WWF, Madrid, España, pp. 23-31.
- González F.**, 1998. *Relación entre Espacios Naturales Protegidos y Protegibles. Los términos de una polémica. Supervivencia de los Espacios Naturales*. Casa de Velázquez, Madrid, España, pp. 45-58.
- Goodall D.W.**, 1954. *Vegetational Classification and Vegetational Continua*. An essay on the use of factor analysis. Australian Journal of Botany, Victoria, Australia, Vol. 1, pp. 168-182.
- Goparaju L., Tripathi A., Jha C.S.**, 2005. *Forest fragmentation impacts on phytodiversity - An analysis using remote sensing and GIS*. Current Science, Bangalore (India), Vol. 88, Nº 8, pp. 1264-1274.
- Gregory K.**, 1980. *Updating geomorphology: If it moves measure it*. South Yorkshire, Teaching Geography Journal 5, United Kingdom, Vol. 4.
- Grez A., Busamante R., Simonetti J., Fahrig L.**, 1998. *Landscape ecology, deforestation and forest fragmentation: the case of the Ruil forest in Chile*. In: Salinas E. & Middleton J., 1998. *La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina*. Revista digital del Grupo de Estudios sobre Geografía y Análisis Espacial con Sistemas de Información Geográfica (GESIG). Programa de Estudios Geográficos (PROEG). Universidad Nacional de Luján, Argentina.

- Gruimbine R.E.**, 1990. *Viable populations, reserve size, and federal lands management: a critique*. Conservation Biology, New York (USA), Vol. 4, Nº 2, pp. 127-134.
- Güemez J.**, 2004. *Caos determinista*. Departamento de Física Aplicada, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Guiraudó A.R., Matteucci S.D., Morello J., Alonso J., Herrera J., Abtamson R.R.**, 2005. *Efectos de la fragmentación sobre la riqueza y abundancia de aves en la Selva Atlántica de Argentina. Un análisis preliminar en parches grandes y pequeños*, Instituto Nacional de Limnología y Facultad de Humanidades y Ciencias (UNL), Santa Fe, Argentina.
- Gurrutxaga M.**, 2004. *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial*. Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia/Servicio Central de Publicaciones de Gobierno Vasco, (Informes Técnicos 103), Victoria-Gasteiz, España.
- Gustafson E.J.**, 1998. *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?*. Ecosystems, New York, USA, Vol. 1, Nº 1, pp. 143-156.
- Gustafson E.J., Radeloff V.C., Potts R.**, 2005. *The relationship between environmental amenities and changing human settlement patterns between 1980 and 2000 in the Midwestern USA*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 20, pp. 773-789.
- Haila Y.**, 2002. *A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12, pp. 321-334.
- Hanski I.**, 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hanski I., Alho J., Moilanen A.**, 2000. *Estimating the parameters of survival and migration of individual populations*. Ecology, Washington (USA), Vol. 81, pp. 239-251.
- Hanski I., Gilpin M.**, 1991. *Metapopulation dynamics: a brief history and conceptual domain*. Biological Journal of Linnean Society. London, United Kingdom, Nº 34, pp. 3-16.
- Hargis C.D., Bissonette J.A., Turnes D.L.**, 1999. *The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 36, pp. 157-172.
- Harris L.D.**, 1988. *Edge effects and conservation of biotic diversity*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 2, pp. 330-332.
- Harrison S., Bruna E.**, 1999. *Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure?*. Ecography, New York (USA), Vol.22, pp. 225-232.
- Harvey D.**, 1983. *Teorías, leyes y modelos en geografía*. Alianza Editorial S.A., Madrid, España.
- Hastings A., Harrison S.**, 1994. *Metapopulation dynamics and genetics*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 25, pp. 167-188.
- Hastings A., Wolin C.**, 1989. *Within-patch dynamics in a metapopulation*. Ecology, Washington (USA), Nº 70, pp. 1261-1266.
- Hentschel H.G.E., Procaccia I.**, 1983. *The infinite number of generalized dimensions of fractals and strange attractors*. Physica 8D, North-Holland Publishing Company, Holland, pp. 435-444.
- Hevia I.M.**, 1998. *La teoría de sistemas en las ciencias de la tierra*. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, Revista de la Asociación Española para la Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, Universidad de Girona, Girona, España, Vol. 6.1, pp. 61-72.
- Hirsch M.W., Smale S.**, 1983. *Ecuaciones diferenciales, sistemas dinámicos y álgebra lineal*. Alianza Editorial, Madrid, España.
- Hobbs R.J., Wilson A.M.**, 1998. *Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives*. Pp. 265-279 En: Key Concepts in Landscape Ecology, Preston (UK): Dover J. W., Bunce R.G.H., Kemp J.C., Barrett G. W., 1989. Spatial Patterning: Impact of Uncultivated Corridors on Arthropod Populations Within Soybean Agroecosystems, Ecology, Washington (USA), Vol. 70, pp. 114-128.

- Hobbs R.J., Yates C.J.**, 2003. *Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic*. Australian Journal of Botany, Victoria, Australia, Vol. 51, pp. 471-488.
- Hocking M., Stolton S., Dudley N.**, 2000. *Evaluación de la eficacia. Marco de referencia para la valoración de la gestión de Áreas Protegidas*. Comisión mundial de áreas protegidas (CMAP) – Serie sobre Mejores Practicas en Áreas Protegidas (UICN), Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido), pp. 121.
- Holland J.H.**, 1995. *Hidden order: how to adaptation builds complexity*. Addison-Wesley, Redwood City, California, USA.
- Huang J., Lin J., Tu Z.**, 2008. *Detecting spatiotemporal change of land use and landscape pattern in a coastal gulf region, southeast of China*. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Republic of China.
- Huggett R.**, 1980. *Systems analysis in geography*. Oxford: Clarendon Press, United Kingdom, p. 20.
- Husserl E.**, 1995. *La Tierra no se mueve*. Universidad Complutense, Madrid, España.
- Huyles N.K.**, 1993. *La evolución del caos*. Gedisa, Barcelona, España.
- IUCN**, 1978. Categories, Objectives and Criteria: Final Report of the Committee and Criteria of the CNPPA/IUCN. Morges, Switzerland.
- IUCN**, 2004. En: http://cmsdata.iucn.org/downloads/south_korea.pdf
- Jaeger J.A.G.**, 2000. *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation*. Landscape ecology, Springer, USA, Vol. 15(2), pp. 115-130.
- James P.M., Martin G.**, 1981. *Todos los mundos posibles: Una historia de ideas geográficas*. Juan Wiley e hijos, Nueva York, EEUU, p. 177.
- Jardí M.**, 1990. *Paisaje ¿una síntesis geográfica?*. Revista de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. XXIV, pp. 43-60.
- Jehová de Andrades A., Rubio P.**, 1999. *Geomorfología litoral: una propuesta metodológica sistémica en la llanura costera de Ceará, nordeste de Brasil*, Revista de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España, Vol. XXXII-XXXIII, pp.165-182.
- Jomaa I., Auda Y., Khater C.**, 2007. *Contribution to the characterization of forest fragmentation on the Eastern Flank of Mount Lebanon over 33 years*. Lebanese Science Journal, Beirut, Lebanon, Vol. 8, N° 8, pp. 59-74.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M.**, 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology, Washington (USA), Vol.78, pp.1946-1957.
- Jongman R.H.G.**, 2003. *The difficult relationship between biodiversity and landscape diversity*. Wageningen University and Researchcenter Publications, Netherlands.
- Jordà C.**, 1990. *Aspectos ecológicos de la autopista del Garraf*. O.P.N., Barcelona, Catalunya, Vol. 15.
- Jordan C.F.**, 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons. New York (USA), pp. 180.
- Kattan G.H., Murcia C.**, 2002. *A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation*. En: *How landscape change: human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas* (Eds. Bradshaw G.A. & Mooney H.A., Springer-Verlag, New York, USA, pp. 183-200.
- Kershaw K.A., Looney J.H.H.**, 1985. *Quantitative and Dunamic Plant Ecology*. 3rd Edition Edward Arnold Press, London, UK, pp. 282.
- Klir J., Valach M.**, 1967. *Cybernetic Modelling*. Liffie Books, London, United Kingdom.
- Knufer J.A.**, 1995. *Landscape ecology and biogeography*. Progress in Physical Geography, London, UK, Vol. 19 (1), pp. 18-34.
- Koestler A.**, 1967. *The Act of Creation (part 1)*. Penguin, London, United Kingdom.

- Kondracki J., Richling A.**, 1983. *Próba uporządkowania terminologii w zakresie geografii fizycznej kompleksowej*. Przegląd Geograficzny, Warszawa, Polska, Vol. 55.
- Kozakiewicz M.**, 1993. *Habitat isolation and ecological barriers – the effect on small mammal populations and communities*. Acta Theriologica, PWN, Warszawa, Vol. 38, pp. 1–30.
- Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O'Neill R.V., Coleman E.**, 1987. *Landscape patterns in a disturbed environment*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 48, pp. 321-324.
- Kubes J.**, 1996. *Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the territorial system of ecological stability?*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, Vol. 35, pp. 231-240.
- Lange O.**, 1977. *Introducción a la Economía Cibernética*. Siglo Veintiuno Editores S.A., México.
- Langran G.**, 1992. *Time in Geographic Information Systems*. Taylor & Francis, London, United Kingdom, pp. 189.
- Laurance W. F., Yensen E.**, 1991. *Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats*. Biological Conservation, New York, USA, Vol. 55, pp. 77– 92.
- Laurance, W.F., Nascimento H.E.M., Laurance S.G., Andrade A.C., Fearnside P.H., Ribeiro J.E.L., Capretz R.L.**, 2006. *Main forest fragmentation and the proliferation of successional trees*. Ecology, Washington (USA), Vol. 87, pp. 469-482.
- Laurence W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H., Bruna E., Didham R., Stouffer P., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G., Sampaio E.**, 2002. *Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation*. Biological Conservation, New York, USA, Vol. 16, pp. 605-618.
- Laurie M.**, 1970. *Objectives of landscape evaluation*. Landscape Researcher Group, Conf. II, American Elsevier Publishing Company, New York, USA.
- Law B.S., Dickman C.R.**, 1998. *The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management*. Biodiversity Conservation, New York, USA, Vol. 7, pp.323-333.
- Levaggi G.**, 1999. *Teoría General de Sistemas*. Ugerman Editor, Buenos Aires, Argentina.
- Levins R.**, 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Bulletin for the Entomological Society of America, Ohio, USA, Vol. 15, pp. 237-240.
- Lévy E.**, 1992. *Diccionario Akal de Física*. Ediciones Akal S.A., Madrid, España.
- Lewin R.**, 1995. *Complejidad. El Caos como Generador del Orden*. Metatemas 41. Tusquets Editores S.A., Barcelona, España.
- Ley 12/1985**, de 13 de Junio, de Espacios Naturales de Catalunya, Catalunya.
- Ley 4/1989**, de 27 de Marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestres, España.
- Ley 4/2004**, de 30 de junio, de la Generalitat, de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje, España.
- Ley 42/2007**, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, España.
- Li H., Reynolds J.F.**, 1994. *A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps*. Ecology, Washington (USA), vol. 75, pp. 2446-2455.
- Li H., Wu J.**, 2004. *Use and misuse of landscape indices*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.19, pp. 389-399
- Lindenmayer D. B., Fischer J.**, 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, USA.
- Llacuna S., del Amo R.**, 2003. *Seguiment de les aus marines al litoral del Parc del Garraf*. IV Trobada d'Estudis del Garraf, Diputació de Barcelona, Barcelona, Catalunya, pp. 117-119.

- Łomnicki A.**, 2003. *Teoria metapopulacji i jej różnorodne konsekwencje dla biologii ewolucyjnej, ekologii i ochrony przyrody*. Wiadomości Ekologiczne, Łomianki, Polska, Vol. 49, pp. 3-26.
- López, V.H., Plata W.**, 2009. *Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000*. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México, N° 68, pp. 85-101.
- Lorenz E.N.**, 1963. *Deterministic nonperiodic flow*. Journal of Atmospheric Sciences. American Meteorological Society, Boston, USA, Vol. 20, pp. 130-141.
- Lorenz E.N.**, 1995. *La Esencia del Caos. Un campo de conocimiento que se ha convertido en parte importante del mundo que nos rodea*. Editorial Debate S.A., Madrid, España.
- Lucio J.V. de , Atauri J.A., Sastre P., Martínez C.**, 2003. *Conectividad y redes de espacios naturales protegidos. Del modelo teórico a la visión práctica de la gestión*, García Mora R. (Coord) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, España, pp. 207 – 229.
- Łuczyńska-Bruzda M.**, 1969. *Koncepcja rozmieszczenia zespołów etnograficznych w Ojcowskim Parku Narodowym (Skala 1:10000)*, Kraków, Polska.
- Maarel E van der**, 1975. *Man-made natural ecosystems in environmental Management and planning*. En: Unifying Concepts in Ecology, Dr. W. Junk, The Hague, California, USA.
- Maarel E. van der**, 1988. *Vegetation dynamics: patterns in time and space*, Vegetatio, Springer, USA, Vol. 77.
- MacArthur R.H., Wilson E.O.**, 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Maderuelo J.**, 1996. *Nuevas visiones de lo pintoresco: el paisaje como arte*. Fundación César Manrique, Teguiise (Lanzarote), España.
- Maderuelo J.**, 2005, 2006, *El paisaje. Génesis de un concepto*. Abada, Madrid, España.
- Mandelbrot B.**, 1984. *Les Objects Fractals*. Flammarion. Paris, Francia, pp.204.
- Manning A.D., Linder Mayer D.B., Nix H.A.**, 2004. *Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 104, pp. 621-628.
- Mansvelt J.D. van, Stobbelaar D.J.**, 1995. *Proceedings of the second plenary meeting of EU-concerted action: "The landscape and nature production capacity of organic/sustainable types of agriculture"*. Departament of Ecological Agriculture. Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
- Mapa de Vegetación Actual del Parque Natural del Garraf** a escala 1:20.000, 1996. Generalitat de Catalunya, Barcelona, Catalunya.
- Mardones G.**, 2006. *Clasificación jerárquica y cartografía de ecosistemas en la zona andina de la Región del Biobío, Chile*. Revista de Geografía Norte Grande, Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, Chile, N° 35, pp. 59-75.
- Margalef R.**, 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Margalef R.**, 1997. *Our Biosphere*. Ecology Institute. Oldendorf/Luhe, Germany.
- Martín A.L., Álvarez C.F., Uribe S.I, Morales M.**, 2008. *Dinámica temporal del patrón del paisaje en el área de la hidroeléctrica Porce II, (Antioquia, Colombia) de 1961 al 2001*. Boletín de Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia, N° 23, pp. 33-42.
- Martín M.R.**, 1997. *Tratado de Derecho Ambiental, Volumen III*, Editorial Trivium, Madrid, España.
- Martínez de Pisón E.**, 1993. *El paisaje: el punto de vista geográfico*. Ecosistemas, Móstoles (España), Vol. 6, pp. 32-35.
- Martínez J., González M.V.**, 2007. *Valoración paisajística y ecológica de la Alcarria Conquense: su integración en un índice sintético de sostenibilidad*, Instituto de Economía y Geografía

(CSIC). XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica - Sociedad Iberoamericana de SIG, Madrid, España, pp. 16.

- Marull J., Mallarach J.M.**, 2004. *A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain)*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, vol.71, pp. 243-262.
- Marull J., Mallarach J.M.**, 2002. *La conectividad ecológica en el Área metropolitana de Barcelona*, Ecosistemas, Barcelona, España, Vol. 2.
- Mas J.F.**, 1998. *Deforestación y fragmentación en la región de la Laguna de Términos, Campeche: un análisis del período 1974-1991*. Memorias de la IX Reunión Nacional SELPER-México, México.
- Mas J.F., Correa Sandoval J.**, 2000. *Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México*. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México (UNAM), México, N° 43, pp. 42-59.
- Mateo J.M.**, 2002. *Geografía de los paisajes. Primera parte: paisajes naturales*. La Habana: Universidad de La Habana, Cuba.
- Mateucci S.D., Silva M.**, 2005. *Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado*, Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, N°5, pp.180-202.
- Matteucci S.D.**, 2008. *Ecología de Paisajes. Elementos básicos aplicados a la gestión y manejo de territorios áridos y semiáridos*. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Matteucci S.D., Pla L.**, 1998. *Estructura de correlaciones y selección de descriptores en la evaluación de germoplasmas de amaranto*. Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ), Argentina, Vol. 15(6), pp. 545-559.
- Matteucci S.D., Morello J., Rodríguez A.F., Mendoza N.E.**, 2004. *El Alto Paraná encajonado argentino-paraguayo*. FADU, Buenos Aires, Argentina, p.160.
- Matuszkiewicz W.**, 1974 *Próba systematyzacji warunków środowiska glebowego w zbiorowiskach leśnych*. Phytocoenosis, Warszawa, Polska, Vol. 3, pp. 113–170.
- May R.**, 1976. *Simple mathematical models with very complicated dynamics*, Nature Publishing Group, London, United Kingdom, Vol. 261, pp. 459-467.
- Mazón J.**, 2008. *Alguns trets climàtics del massís del Garraf*. V Trobada d'Estudiosos del Garraf, Diputació de Barcelona, Barcelona, Catalunya, pp. 169-174.
- Mc Intosh R.P.**, 1967. *The Continuum Concept of Vegetation*. Botanical Review, New York, USA, Vol. 33, pp. 130-187.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E.**, 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, USA.
- McGarigal K., Marks B.J.**, 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351., Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, USA, p. 122.
- McGriagal K., Cushman S.A.**, 2002. *Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12, pp. 335-345.
- McIntyre S., Hobbs R.**, 1999. *A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models*. Conservation Biology, New York, USA, Vol. 13, pp. 1282–1292.
- McLeod Jr.**, 2000. *Sistemas de Información Gerencial*, Pearson Educación, México, p. 12.
- McNeely J., Thorsell J., Ceballos-Lascuráin H.**, 1992. *Directrices: ordenación de los Parques Nacionales y Zonas protegidas para el Turismo*. Serie de Informes Técnicos N° 13. OMT – PNUMA, Madrid, España.

- Mech S.G., Hallet J.G.**, 2001. *Evaluating the Effectiveness of Corridors: a Genetic Approach*, Conservation Biology, New York, USA, Vol. 15, Issue 2, pp. 467-474.
- Medley K, Picket S., McDonnell M.J.**, 1995. *Forest-landscape structure along and urban-to-rural gradient*. Professional Geographer, New York, USA, Vol. 47, pp. 159-168.
- Meffe G.K., Carroll C.R.**, 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, USA.
- Meffe G.K., Carroll C.R.**, 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, USA, pp. 729.
- Merriam H.G.**, 1984. *Connectivity: A fundamental characteristic of landscape pattern in Methodology*. En: Landscape Ecological Research and Planning, GeoRuc., Roskilde, Denmark, Vol. 1, Edited by Brandt J. and Agger P., Roskilde University Center, Denmark. pp. 5-15.
- Miklós L.**, 1996. *Landscape-ecological theory and methodology: a goal oriented application of the traditional scientific theory and methodology to a branch of a new quality*. Ekologia, Bratislava, Slovakia, Vol. 15, pp. 377-385.
- Miller J. G.**, 1965. *Living Systems: Basic Concepts*. Behavioral Science. SpringerLink, Germany, Vol. 10, Nº 3.
- Milton K.**, 1996. *Environmentalism and Cultural Theory. Exploring the role of anthropology in environmental discourse*. Routledge, Londres, United Kingdom.
- Milton K.**, 1997. *Anthropology, culture and the environment*. en *International Social Science Journal (ISSJ)*, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France, pp. 477-495.
- Mitchell A.**, 1999. *GIS Analysis. Geographic patterns and relationship*. Vol.1, ESRI Press, Redland, California, USA.
- Mitka J.**, 2004. *Znaczenie teorii metapopulacji w ochronie gatunkowej (The role of metapopulation theory in species conservation)*, Roczniki Bieszczadzkie, Ustrzyki Dolne, Bieszczadzki Park Narodowy, Polska, Vol. 12, pp. 149-170.
- Młynarski S.**, 1979, *Elementy teorii systemów i cybernetyki*. PWN, Warszawa, Polska.
- MMA**, 2002. *Red Natura 2000*. Ministerio de Medio Ambiente, D.G. Conservación de la Naturaleza, Subdirección General de Conservación de la Biodiversidad, Serie Técnica – Formato Digital, Madrid, España.
- Moilanen A., Hanski I.**, 2001. *On the use of connectivity measures in spatial ecology*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 95, pp. 147–151.
- Moizo M.P.**, 2004. *La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología del Paisaje*. Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, Nº 4, pp. 1-24.
- Molerio L.F.**, 1985. *Dominios de Flujo y Jerarquización del Espacio en Acuíferos Kársticos*. Aniversario, Sociedad Espeleológica, Ciudad de La Habana, Cuba, p. 54.
- Molerio L.F.**, 2004. *Indicadores de vulnerabilidad de acuíferos kársticos*. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, La Habana, Cuba, vol.XXV, Nº 3, pp. 56-61.
- Moraes A.**, 2002. *Geografía: Pequena História Crítica*. Editorial Hucitec, Sao Paulo, Brasil.
- Moreira F., Russo D.**, 2007. *Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe*. Landscape Ecology 22, USA, pp. 1461-1476.
- Moreno J.A.**, 2007. *Bioestratigrafía del Aptiense del macizo de Garraf (NE de la Península Ibérica)*. Geogaceta. Sociedad Geológica de España, Madrid, España, Vol. 41, pp.131-134.
- Morgan M.**, 1978. *Perspectives on landscape aesthetics*. Progress in Human Geography, UK, Tom 2, Vol.3.

- Morláns M.C.**, 2005. *El Paisaje Visual o Paisaje Percibido (II)*. Universidad Nacional de Catamarca, Argentina.
- Moss M.R.**, 2000. *Interdisciplinarity, landscape ecology and the 'Transformation of Agricultural Landscapes'*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 15, pp. 303–311.
- Música de la Guerra M., de Lucio J.V., Martínez C., Sastre P., Atauri-Mezquida J.A., Montes C., Castro H., Molina F., García M.R.**, 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Sevilla: Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, España.
- Munroe D.K., Nagendra H., Southworth J.**, 2007. *Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras*. *Science Direct, Landscape and Urban Planning*, New York, USA, Vol. 83, pp. 154-167.
- Muñoz G.**, 2001. *Los parques nacionales*. Ed. Facsímil. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales: 1962, Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid, España, p. 189.
- Muñoz J.**, 2002. *El paisaje en el ámbito de la Geografía*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Muñoz J., Rubio P.**, 2008. *Informe técnico del proyecto: Evolución geoecológica, propuesta del uso y gestión del Espacio Natural del Garraf*. Universidad de Barcelona y Diputación de Barcelona, Barcelona, España.
- Murcia C.**, 1995. *Edge effects in fragmented forest: implications for conservation*. *Trends in Ecology and Evolution (Tree)*, Cambridge, Massachusetts (USA), Vol. 10(2), pp. 58-62.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. da, Kent J.**, 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. *Nature*, United Kingdom, Vol. 403, pp. 853–858.
- Naveh Z.**, 1984. *The vegetation of the Carmel and Nahal Sefunim and the evolution of the cultural landscape*. En: Sefunim Prehistoric Sites in Mount Carmel, Israel. Ronen A. (Ed.), B.A.R. International Series 230. Oxford, UK, pp. 23-63.
- Naveh Z.**, 2001. *The major premises for a holistic conception of multifunctional landscape*. *Landscape and Urban Planning*, Elsevier, USA, Vol. 57, pp. 269-284.
- Nee S., May R.**, 1992. *Dynamics of metapopulations: habitat destruction and competitive coexistence*. *Journal of Animal Ecology*, British Ecological Society, London, UK, Vol. 61, pp. 37-40.
- Neef E.**, 1967. *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*, Haach, Gotha/Leipzig, Deutschland.
- Neel M.C., McGarigal K., Cushman S.A.**, 2004. *Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 19, pp. 435–455.
- Nogué J.**, 2007. *La emergencia de territorios sin discurso y de paisajes sin imaginario*, Observatorio del paisaje de Catalunya, Barcelona, España.
- Noss R.F.**, 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. *Conservation Biology*, New York, USA, N° 4, pp. 355-364.
- Noss R.F.**, 1991. *Landscape connectivity: Different functions at different scales*. En: Hudson, W.E. (ed.). *Landscapes, Linkages and Biodiversity*. Defenders of Wildlife, Washington, DC, USA.
- Noss R.F.**, 1993. *A regional landscape approach to maintain diversity*. *BioScience*, Reston, VA (USA), Vol. 33, pp. 700-706.

- Noss R.F.**, 1995. *Ecological integrity and sustainability: buzzwords in conflict?*. En: Westra L., Lemons J. (Eds.), *Perspective on Ecological Integrity*. Kluwer Academic Press, Amsterdam University Press, The Netherlands, pp. 60-76.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. *Landscape Ecology*, USA, Vol. 1, pp. 153-162.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelist D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S. W., Dale V.H., Graham R.L.**, 1988. *Indices of landscape pattern*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol.1, pp. 153-162.
- Ojeada J.F.**, 2005. *Percepciones identitarias y creativas de los paisajes marianos*. en *Scrita Nova*. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Barcelona, España, Vol. IX, núm. 187.
- Olwig K.**, 1996. *Environmental history and the construction of nature and landscape*. *Environment and History*, Cambridge, United Kingdom, Vol. 2, pp. 15-38.
- Ortega C.A., Villavicencio R., Gallegos A., Santiago A.L.**, 2005. *Análisis de la fragmentación forestal del área de protección de flora y fauna "Sierra de Quila" en el Estado de Jalisco, utilizando sistemas de Información Geográfica (SIG)*. *Avances en la Investigación Científica en el CUCBA*, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, pp. 135-140.
- Ortega N.**, 2006. *Entre la explicación y la comprensión: el concepto del paisaje en la geografía moderna*. En: *Paisaje y pensamiento*, Abada Editores, Madrid, España, pp. 107-130.
- Ortubai A.**, 1998. *Repercusión de la hipótesis de cambio climático en la vegetación del País Vasco*, *El Campo de las Ciencias y las Artes*, Servicio de Estudios del BBVA, Bilbao, España, N° 137/2000.
- Ortuño F.**, 1982. *Visión panorámica, a nivel mundial, de las políticas de espacios protegidos. Planificación y gestión de Espacios Naturales Protegidos*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, España.
- Ostaszewska K.**, 2002. *Geografia krajobrazu, Wybrane zagadnienia metodologiczne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Parra F.**, 1990. *La política de espacios naturales: una historia ambigua*. *Ciudad y Territorio*, Universidad de la Rioja, Logroño, España, N° 83, pp. 67-76.
- Parsegian V.L.**, 1973. *The Cybernetic World of Men, Machines and Earth Systems*. Doubleday Co. Inc., New York, USA, pp. 27-28.
- Peco B.**, 1989. *Modelling mediterranean pasture dynamics*. *Vegetatio*, Springer, USA, Vol.83, pp. 269-276.
- Peña J., Bez Jonet A., Bellot J., Sánchez J.R., Eisenhuth D., Hallett S., Aledo A.**, 2007. *Driving forces of land-use change in a cultural landscape of Spain. A preliminary assessment of the human-mediated influences*. En: E.Koomen et al. (eds.) *Modelling Land-Use Change*, Springer, USA, pp. 97-115.
- Peña-Cortés F., Rebolledo G., Hermosilla K., Hauenstein E., Bertrán C., Schlatter R., Tapia J.**, 2006. *Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenta costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales*. *Ecología Astral*, Vol. 16, Asociación Argentina de Ecología, Buenos Aires, Argentina, pp. 183-196.
- Perelman C.**, 1997. *El imperio retórico. Retórica y argumentación*. Barcelona: Editorial Norma, España.
- Pérez-Chacón E., Hernández L., Yanes A.**, 2007. *L'impact des aménagements sur les littoraux canariens, en Etienne y Paris (coord): Les littoraux volcaniques: une approche environnementale*. Clermont-Ferrand (France), Ed. Presses Universitaires Blaise-Pascal, Coll. Volcaniques, pp. 173-191.
- Pickett S.T.A., Burch W.R., Dalton S.E. Jr., Foresman T.W., Grove J.M., Rowntree R.**, 1997. *A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas*. *Urban Ecosystems*, USA, Vol. 1(4), pp. 30-35.

- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilson C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R.**, 2001. *Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of Metropolitan Areas*. Annual Review of Ecology and Systematics, Washington (USA), Vol.32, pp. 127-157.
- Pickett S.T.A., White P.S.**, 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida (USA).
- Pickett S.T., Cadenasso M.L.**, 1995. *Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems*. Science, Washington (USA), Vol. 269, pp. 331-334.
- Pietrzak M.**, 2004. *Matryce, płaty i korytarze jako operacyjne jednostki terytorialne – możliwości i ograniczenia. Matrix, patches and corridors as operational territorial units – possibilities and limitation*. A. Cieszewska (red.) Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, 2004, Problemy Ekologii Krajobrazu, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, IGiGP UJ, Kraków, Polska, tom XIV, Warszawa, Polska.
- Pinto J.**, 2006. *Evolución del paisaje y estado de conservación de la Reserva Forestal El Choré*. Kempffiana, N° 2, Santa Cruz, Bolivia, pp. 45-56.
- Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural del Garraf (PEIN)**, 1986. Barcelona, España, DOGC Núm. 805 18/02/1987, DOGC 22/11/1996, DOGC 18/06/1997, <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>, DOGC Núm. 3592 de 11 de marzo de 2002. <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>
- Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG)** BOE. núm. 74, de 28/03/1989, España.
- Poiani K.A., Richter B.D., Anderson M.G., Ritchter H.E.**, 2000. *Biodiversity conservation at multiple spatial scales: Functional sites, landscapes and networks*. Bioscience, Reston, VA (USA), Vol. 50(2), pp. 133-146.
- Poincaré J. H.**, 1908. *Nauka i Hipoteka*. Nakład Jakuba Mortkowicza, Warszawa, Polska.
- Polakowski K.J.**, 1975. *Landscape Assessment of the Upper Great Lakes Basin Resources: A macro-geomorphic and micro-composition analysis*. En: Zube E.H. col. (Eds.). *Landscape Assessment: Value, Perceptions and Resources*. Dowden, Hutchinson and Ross Inc., Stroudsburg, Pennsylvania, USA.
- Pontius Jr. R.G., Shusas E., McEachern M.**, 2004. *Detecting important categorical land changes while accounting for persistence*. Agriculture, Ecosystems and Environment, Massachusetts, USA, N° 101, pp. 251-268.
- Preobrazhenskiy V.S., Aleksandrova T.D., Kupriyanova T.P.**, 1988. *Foundations of landscape analysis*. Moscow, Russia.
- Preobrazhenskiy V.S.** 1966. *Landsaftnyije isszledovanije*. Moskva, Nauka, N° 191, p. 11.
- Prigogine I.**, 1996. *The end of certainty: Time, chaos, and the new laws of nature*. The Free Press, New York, USA.
- Prigogine I., Stengers I.**, 1984. *Order out of chaos: Man's new dialogue with nature*. Bantam, New York, USA.
- Primm S.L.**, 1991. *The Balance of Nature?*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Przewoźniak M.**, 1987. *Podstawy kompleksowej geografii fizycznej*. Uniwersytet Gdański, Gdańsk, Polska.
- Puente L.**, 2002. *El paisaje agrario en el discurso territorial de la P.A.C. y en la Ordenación de los Espacios Rurales*. Los espacios rurales entre el hoy y el mañana. Actas del XI Coloquio de Geografía Rural, N° 11, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Pullin A.S.**, 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ramensky L.G.**, 1926. *Die Grundgesetz Massigkeiten in Aufbau der Vegetationsdecke*. Botan. Centralblatt N. F., 7: 453-455. Reimpresión parcial en Readings in Ecology (E.J. Kormondy, Edit.). Prentice Hall, New York, USA.
- Rañada A.F.**, 1986. *Movimiento caótico. El orden y caos*. Libros de investigación y ciencia. Barcelona, España, pp. 66-77.

- Regier H.A.**, 1993. *The notion of natural and cultural integrity*. En: S. Woodley; J. Kay y G. Francis (Eds.), *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press, USA.
- Rempel R.S., Carr A., Elkie P.**, 1999. *Patch Analyst and Patch Analyst (Grid) Function Reference*. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Restrepo C., Espadales X., Haro A. de**, 1985. *Contribución al conocimiento faunístico de los formicidos del Macizo de Garraf (Barcelona)*. Orsis, Barcelona, España, Vol. 1, pp.113-129.
- Revilla V., García J.**, 2007. *Poblamiento y sociedad rural en el litoral del Garraf en época romana: una inscripción procedente de la villa del Vinyet (Sitges, Barcelona)*. Pyrenae, Universidad de Barcelona, N° 38, Vol. 1, pp. 57-77.
- Richling A.**, 1992. *Kompleksowa geografia fizyczna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Richling A., Solon J.**, 1996. *Ekologia krajobrazu*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Polska.
- Riera J.**, 1998. *Estudi de l'evolució de la vegetació del Garraf en el període 1962-1998*. III Trobada d'Estudiosos del Garraf, Monografies, Barcelona, Catalunya, Vol. 30, pp. 29-36.
- Riera J., Vega C.**, 1997. *Estudio del estado de degradación de la vegetación debido a incendios forestales en el Parque Natural del Garraf (Barcelona)*. I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad, Libro de actas 5, pp. 377-381, Pamplona, España.
- Rindfuss R.R., Walsh S.J., Turner B.L., Fox J., Mishra V.**, 2004. *Developing a science of land change: challenges and methodological issues*. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, Washington, USA, Vol. 101, pp. 13976–13981.
- Ripple W.J., Bradshaw G.A., Spies T.A.**, 1991. *Measuring forest landscape patterns in the cascade range of Oregon*. Biological Conservation, New York, USA, pp. 73-88.
- Ritters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wicham J.D., Yanki J.D., Jones K.B., Jackspm B.L.**, 1995. *A factor analysis of landscape pattern and structure metrics*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 10, pp. 23-39.
- Robic M.C.**, 1992. *Milieu, région et paysage géographiques : la synthèse écologique en miette?*. En: ROBIC M.-C. (dir.), *Du milieu à l'environnement. Pratiques et représentations du rapport homme/nature depuis la Renaissance*, Economica, Paris, France, pp. 167-199.
- Roda F.**, 2003. *La matriz ecológica del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales*. en Folch R. (coord.): *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputación de Barcelona-CUIMPB, Barcelona, España, pp. 43-55.
- Rodríguez D., Arnold M.**, 1990. *Sociedad y Teoría de Sistemas*, Ed. Universitaria, Santiago de Chile, Chile, Cap. III: Las Teorías Sociológicas de sistema.
- Rodríguez J.M.M., Silva E.V. da**, 2007. *La geoecología del paisaje, como fundamento para el análisis ambiental*, REDE-Revista Electrónica de Prodema, Fortaleza, Brazil, Vol. 1, N° 1 pp. 77-98.
- Rodríguez R.**, 1991. *El paisaje de las costas españolas*, Ecored, Mallorca, España.
- Roger A.**, 2000. *Breu tractat del paisatge*. La Campana. Barcelona, España.
- Roger A.**, 2002. *Morte del paesaggio*. En: *Mouvance: un léxico per il paesaggio. Il contributo fracese*. Lotus Navigator, Roma, Italia, N° 5, p. 94.
- Romero M.**, 2005. *Análisis de los cambios en la estructura del paisaje de l'Alta Empordà en el período 1957-2001*. Universidad de Girona, Girona, España.
- Rougerie G., Beroutchachvili N.**, 1991. *Géosystèmes en Paysages. Bilan el méthodes*. Armand Colin, Paris, Francia.

- Rougerie G., Beroutchachivili N.**, 1994. *Géosystèmes et paysage. Bilan et méthodes. Documents d'analyse géographique.* Bellaterra: Servei de Publicacions de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España, Nº 25, p. 208-210.
- Rubinstein J.**, 2002. *The cultural landscape. An introduction to human geography.* 7th Edition, Prentice Hall Press, Cranbury, New York, USA.
- Rubio P., Muñoz J.**, 2008. *Gestión del paisaje en áreas de interés natural.* Cuadernos Geográficos, Barcelona, España, Nº 43, pp. 271-288.
- Rubio R. P.**, 1995. *Los estudio de paisaje y la teoría de sistemas en: Cambios regionales a finales del s. XX.* Agencia General del Estado (AGE), Salamanca, España, p. 95-98.
- Rubio R. P.**, 1996. *La teoría general de sistemas y el paisaje,* Treballs de la Societat Catalana de Geografia, Barcelona, Espanya, Nº 41, Vol. XI, p. 91-104.
- Rutledge D.**, 2003. *Landscape indices as measures of the effects fragmentation: can pattern reflect process?*.DOC Science Internal Series, Wellington, New Zealand, Vol. 98, pp. 27.
- Sala O.E., Stuart Chaplin III F., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff L., Walker B.H., Walker M., Wall D.**, 2000. *Biodiversity Global biodiversity scenarios for the year 2100.* Science 287, London, UK, pp. 1770-1774.
- Sánchez G., Puigdefábregas J.**, 1994. *Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment.* Geomorphology, Elsevier, USA, Vol. 9, pp. 243-260.
- Sánchez O., Vega E., Peters E., Monroy-Vilchis O.**, 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México.* Instituto Nacional de Ecología, México.
- Sánchez P.**, 1990. *Estudio de la flora, vegetación y paisaje vegetal de las sierras de Segura orientales (Albacete, Murcia).* Dissertation, Universidad de Murcia, Murcia, España.
- Sánchez Y., Ayala J.**, 2006. *Transformación del paisaje y uso sustentable del ecosistema agrícola andino en el Municipio Rangel, Mérida.* Geoenseñanza, Revista Venezolana de Geografía, Universidad de Los Andes, San Cristóbal, Venezuela, Vol. 11, pp. 63-77.
- Sandoval V., Oyarzun V.**, 2004. *Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo. Modelling and prognosis of the spatial change in land use.* Revista de Ciencia Forestales, Quebracho, Argentina, Nº 11, pp. 9-21.
- Santos T., Tellería J.L., Carbonell R.**, 2002. *Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation.* Biological Conservation, Boston, USA, Vol. 105, pp. 113-125.
- Santos T., Tellería J.L.**, 2006. *Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies.* Ecosistemas, España, Vol.15, pp. 3-12.
- Santos y Gandes L.**, 2002. *Las nociones de paisaje y su implicaciones en la ordenación (Notions about landscape and their implications in planning).* Ciudades Vol. 7, Universidad de Valladolid, Valladolid, España, pp. 41-68.
- SAREM**, 2000. *Libro rojo mamíferos amenazados de Argentina.* Buenos Aires, Argentina, pp. 106.
- Sauer C.O.**, 1925. *La morfología del paisaje.* en: Bosque F., Ortega F. (coordinadores), *Comentario de textos geográficos. Historia y crítica del pensamiento geográfico.* Oikos-tau, Barcelona, España, pp. 91-95.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Arnold G.W.**, 1993. *The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information.* Biological Conservation, Australia, Vol. 64, pp. 185-192.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R.**, 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.* Conservatory Biological, Blackwell Scientific Publications (BSP), United Kingdom, Vol. 5, pp. 18-32.
- Saura S.**, 2001. *Influencia de la Escala en la Configuración del Paisaje: Estudio Mediante un Nuevo Método de Simulación Espacial, Imágenes de Satélite y Cartografías Temáticas.*

Ph.D. Thesis, Department of Forest Economics and Management, Universidad Politécnica de Madrid, Spain.

- Schmiegelow F.K.A., Monkkonen M. M.**, 2002. *Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest*. Ecological Applications, New York, USA, Vol. 12(2), pp. 375-389.
- Schmithüsen J.**, 1964. *Was ist eine Landschaft*. Erdkundliches Wissen, Schriftenreichen Institut der Universität des Saarlandes, Deutschland.
- Schonewald-Cox C.M., Chambers S.M., Mac B., Thomas W.L.**, 1983. *Genetics and Conservation*. Environmental Conservation, Benjamin/Cummins Publishing Company Inc., Menlo Park, California, USA.
- Simberloff D., Farr A., Cox J., Mehlman D.W.**, 1992. *Movement Corridors-Conservation Bargains or Poor Investments*. Conservation Biology, Blackwell Publishing Inc., USA, Vol. 6, pp. 493-504.
- Smuts J.C.**, 1926. *Holism and Evolution*. MacMillan, London, UK.
- Sochava V.S.**, 1978. *Introducción a la Teoría del geosistema (Vvedenie v uchenie o geosistemakh)*, Naouka, Novosibirsk, Rusia.
- Solé R.V., Alonso D., Saldaña J.**, 2004. *Habitat fragmentation and biodiversity collapse in neutral communities*. Ecological Complexity. Esvier, California, USA, pp. 65–75.
- Soler J.**, 1992. *Los espacios naturales. Manual de ciencia del paisaje*. Masson S.A., Barcelona, España.
- Solntsev N.A.**, 1997. *La concepción poliestructural del agropaisaje*. En: Cambios del Medio Natural. Aspectos Globales y Regionales, Moscú: Editorial de la Universidad de Moscú, Rusia.
- Soriano I., Busquet I.**, 1993. *Mapa de vegetació del Delta del Llobregat i el Garraf*. Editat pel Museu de Gavà i la Universitat de Barcelona. Barcelona, Catalunya, p. 38 + Mapa a escala 1:500.000.
- Soto J., Sevilla L.**, 2000. *Índices de calidad ambiental y salud*. Proyecto ELANEM, Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Soulé M., Sanjayan M.**, 1998. Conservation tagets: do they help?. Science, USA, Vol. 279, pp. 2060-2061.
- Southworth J., Nagendra H., Tucker C.**, 2002. *Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change*. Landscape Research, Oxford, UK, Vol.27, pp. 253-269..
- Steenmans C., Pinborg U.**, 2000. *Anthropogenic fragmentation of potential semi-natural and natural areas From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union*. Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities. Disponible en: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch5.htm>
- Steinhardt U., Herzog F., Lausch A., Muller E., Lehmann S.**, 1999. *Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation*. En: Pykt Y, Hyatt D & Lenz R (eds) Environmental indices, system analysis approach, EOLSS Publications, Oxford, United Kingdom, pp. 237-254.
- Stewart I.**, 1991. *¿Juega Dios a los dados? La Nueva matemática del Caos*. Grijalbo Mondadori. Barcelona, España.
- Stoddart D.R.**, 1967. *Organism and Ecosystem as geographical Models*. In: R. Chorley & P. Hagett, Integrated Model in Geography, Methuen, Londres, United Kingdom, pp. 511-548.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G.**, 1993. *Connectivity is a vital element of landscape structure*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 68 (3), pp. 571-573.
- Tellería J.S., Santos T.**, 2000. *Fragmentación de hábitat forestales y sus consecuencias*. En: Zamora R., Puignare F.I. (Eds) Ecosistemas mediterráneos. Análisis Funcional. CSIC.

Asociación española de ecología terrestre. Textos Universitarios, Alicante, España, pp. 293-318.

- Tewkeburry J.J., Levey D.J., Haddad N.M., Sargent S., Orrock J.L., Weldon A., Danielson B.J., Brinkerhoff J., Damschen E.I., Townsend P.**, 2002. *Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Washington (USA), Vol. 99, pp. 12923-12926.
- Thellier M., Ripoll, C.**, 1992. *Bases Thermodynamiques de la Biologie Cellulaire*. Masson, Paris, France.
- Tilman D., May R., Lehman R.M., Nowak C.A.**, 1994. *Habitat destruction and the extinction debate*. Nature, United Kingdom, Vol. 371, pp. 65-66.
- Tischendorf L.**, 2001. *Can landscape indices predict ecological processes consistently?*, Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.16(3), pp.235-254.
- Tischendorf L., Fahrig L.**, 2000. *On the usage and measurement of landscape connectivity*. Oikos - A journal of Ecology, New York, USA, Vol. 90, pp. 7-19.
- Tolón A., Lastra X.**, 2008. *Los Espacios Naturales Protegidos. Concepto, evolución y situación actual en España*. Revista Electrónica de Medioambiente UCM, Madrid, España, pp. 1-25.
- Tolón A., Ramírez M^oD.**, 2002. *El Parque Natural de Sierra María Los Vélez Almería, bases para un Desarrollo Sostenible*. Instituto de Estudios Ambientales, Almería, España.
- Tress B., Tress G.**, 2001. *Capitalising on multiplicity: a transdisciplinary systems approach to landscape research*. Landscape and Urban Planning, Oxford, UK, Vol. 57 (3/4), pp. 143-157.
- Tricart J., Kilian J.**, 1982. *La ecogeografía y la ordenación del medio natural*. Anagrama, Barcelona, España.
- Triviño A., Vicedo M., Soler G.**, 2007. *Análisis de sensibilidad a factores de escala y propuesta de normalización del Índice de Fragmentación de hábitats empelado por la Agencia Europea de Medio Ambiente*, Geofocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, Universidad de la Rioja, Logroño, La Rioja, España, N^o7, pp.148-170.
- Troll C.**, 1950. *Die geographische Landschaft und ihre Erforschung*. Studium Generale 3, Deutschland, pp. 163-181.
- Troll C.**, 1971. *Landscape Ecology (Geoecology) and Biogeocenology— A Terminology Study*. Geoforum, Elsevier, USA, Vol. 8/71, pp. 43–46.
- Tscharntke T., Dewenter I.S., Kruess A., Thies C.**, 2002. *Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscape*. Ecological Application, New York, USA, Vol. 12, pp. 354-363.
- Turner M. G.**, 1989. *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 20, pp. 171-197.
- Turner M., Gardner R.**, 1990. *Quantitative methods in landscape ecology: an introduction*. En: Turner M., Gardner R. (eds.), Quantitative methods in landscape ecology. Ecological Studies 82, Springer Verlag, New York. USA, pp. 3-13.
- Turner M.G.**, 1990. *Spatial and temporal analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 4, pp. 21-30.
- Turner M.G.**, 1996. *Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence*, Journal of Applied Ecology, New York, USA, N^o 33, pp.200-209.
- Turner M.G.**, 2005. *Landscape ecology: What Is the State of the Science*. Annual Review of Ecology and Systematics, California, USA, Vol. 36, pp. 319-44.
- Turner M.G., Gardner R. H.**, 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York, Springer - Verlag, New York, USA, pp. 3-14.

- Turner M.G., Gardner R., O'Neill R.**, 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer-Verlag, New York, USA, pp. 401.
- Turner M.G., Gardner R.H., Dabe V.H., O'Neill R.V.**, 1989. *Predicting the spread of disturbance across heterogenous landscapes*. *Oikos*, Vol. 55, pp. 323-353.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T.**, 1989. *Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape patterns*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 4, pp. 21-30.
- Turner M.G., Ruscher C.L.**, 1988. *Changes in landscape patterns in Georgia, USA*. *Landscape Ecology*, Springer, USA, Vol. 1, pp. 241-251.
- Turri E.**, 2003. *Il paesaggio degli uomini: la natura, la cultura, la historia*. Zanichelli Editore. Bologna, Italia, p. 311.
- Uezu A., Metzger J.P., Vielliard J.M.E.**, 2005. *Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species*. *Biological Conservation*, New York, USA, Vol. 123, pp. 507-519.
- UICN**, 1969. Resoluciones adoptadas para la 10ª Asamblea General de la UICN, Nueva Delhi, India.
- UICN**, 1975. 12ª General Asamblea de la UICN, Editorial Lokole, Kinshasa, Zaire, República Democrática del Congo.
- UICN**, 1994. *Directrices para las categorías de manejo de áreas protegidas, CPNAP con la ayuda de WCMC*. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development)**, 1992. *Earth Summit in Rio de Janeiro in 1992*. *Environment*, USA, Vol. 34, p.12-36.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.**, 1987. *Landscape ecology*. *Bioscience*, USA, Vol. 37, pp. 119-127
- Urquijo P.S., Barrera N.**, 2009. *Historia y Paisaje. Explorando un concepto geográfico monista. Andamios*, México, Vol. 5, Nº 10, pp. 227-252.
- Vandermeer J., Perfecto I., Philpott S., Jahi Chappell M.**, 2007. *Reenfocando la conservación en paisaje: La importancia de la matriz*. en: Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica, Editores: Harvey C.A., Sáenz J.C., Editorial INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 75-104.
- Varela F.J.**, 1999. *Invitationaux sciences cognitives*. Editions du Seuil. France.
- Velázquez A., Mas J.F., Palacio J.L.**, 2002. *Análisis del cambio de uso del suelo*. Convenio INE-IG (UNAM). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México, México.
- Vila i Subirós J., Varga D., Llausàs A., Ribas A.**, 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en la ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Documents d'Análisis Geográfico 48, Universitat de Girona, Girona, España, pp. 151-166.
- Vila J., Varga D., Llausàs A., Ribas A.**, 2006. *Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Universitat de Girona Documents d'Anàlisis Geografica, Girona, España, Vol. 48, pp. 151-166.
- Villavicencio R., Santiago A.L., Gallegos A., Ortego C.A.**, 2006. *Análisis temporal de la fragmentación forestal y estructura del paisaje en espacios protegidos*. Departamento de Producción Forestal, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, (on-line en: <http://www.cucba.udg.mx/forestal/>)
- Vink A. P. A.**, 1983. *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, London, United Kingdom, Vol. VII, pp. 264.
- Viñals M.J.**, 1999. *Los espacios naturales y rurales. Nuevos escenarios del turismo sostenible*. En: Viñals y Bernabé (coords.): *Turismo en espacios naturales y rurales*. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España, pp. 13-34.

- Virgós E.**, 2001. *Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation*, Journal of Biogeography, New York, USA, Vol.28, pp.381-389.
- Waibel L.**, 1933. *Was verstehen wir unter Landschaftskunde?*. Geographische Anzeiger, Hann, Deutschland, Vol. 7/8.
- Waldhardt R.**, 2003. *Biodiversity and landscape: summary, conclusions and perspective*. Agriculture, Ecosystems and Environment, Zürich, Switzerland, Vol.98, pp. 305- 309.
- Wiens J.A.**, 1995. *Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation*, IBIS, British Ornithologists'Union, Vol. 137, pp.1-250.
- Wiens J.A., Milne B.T.**, 1989. *Scaling of landscapes In ecology, or landscape ecology from a beetles perspective*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 3, pp. 87-96.
- Wiens J.J.**, 2002. *Review of "Patterns of Distribution of Amphibians"* edited by William E. Duellman. Systematic Biology, Oxford University Press, Oxford, UK, Vol. 51, pp. 980–981.
- Wiens J.J.**, 2005. *Can incomplete taxa rescue phylogenetic analyses from long-branch attraction?*. Systematic Biology, Oxford, United Kingdom, Vol. 54, pp. 731–742.
- Wiens J.A.**, 2009. *Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation*, Landscape Ecology, Springer, USA, N° 24, pp. 1053-1065.
- Wilcove D.S.**, 1990. *The role of wilderness in protecting biodiversity*. Natural Resources and Environmental Issues, Logan, Utah, USA.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P.**, 1986. *Habitat fragmentation in the temperate zone*. In Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity (Eds.) Soulé M.E.: Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 237-256.
- Williams G.**, 1991. *Los bordes de selvas y bosques*. Ciencia y desarrollo, México, Vol. 17, pp. 65-71.
- Wilson D. E., Nichols J. D., Rudran R., Southwell C., Foster M. S.**, 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.
- Wilson E. O., Bossert W. H.**, 1971. *A primer of population biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Wilson E.O.**, 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge, UK.
- Wu J., Hobbs R.**, 2002. *Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis*. Landscape Ecology, Springer, USA, Vol. 17, pp. 355-365.
- Wu J., She W., Sun W., Tueller P.T.**, 2002. *Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics*, Landscape Ecology, Springer, USA, Vol.17(8), pp. 761-782.
- Xue Bing, Chen Xing-peng, Huang Yan, Li Youg-jin, Liu Yong**, 2005. *A study on the landscape structure and change of the Valley-City: case of Lanzhou*, National Laboratory of Western China's Environmental Systems, Lanzhou University, Nanjing Normal University, China.
- Zamora R.,Pugnaire de Iraola F.I.**, 2001. *Ecosistemas mediterráneos: Análisis funcional*. Colección Textos Univerditarios, C.S.I.C., Barcelona, Cataluña, Vol. 32.
- Zeiler M.**, 1999. *Modelling our world*. ESRI Press. Redland, California, USA.
- Zheng D., Walling D., Hao Z.**, 1997. *Rates and pattern of landscape change between 1972 and 1988 in the Chinghai mountain area of China and north Korea*. Landscape Ecology, USA, Vol. 12, pp. 241-254.
- Zonneveld I.S.**, 1979. *Land Evaluation and Land (Scape) Science*. Lectures of Land (Scape) Science, Land(Scape) Survey and Land Evaluation (Pragmatic Land Classification). Textbook VII.4. ITC, Enschede, The Netherlands, pp. 134.
- Zonneveld J.**, 1990. Introduction. In *Cultural Aspects of Landscape*. (ed) H. Svobodava. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 7-12.

Material adicional:

Cartografía dels espais naturals protegits de Catalunya facilitado por el Departament de Medi Ambient (Generalitat de Catalunya): <http://www20.gencat.cat/portal/sitedmah/menuitem.198a6bb2151129f04e9cac3bb0c0e1a0/?vgnextoid=5f4192634ed47210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=5f4192634ed47210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

Classificació dels usos del sòl a Catalunya (1987, 1992, 1997, 2002) publicados en el formato MiraMon por el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya <http://dmah.nexusgeografics.com/>

CORINE Land Cover" (CLC): <http://www.epa.ie/whatwedo/assessment/land/corine/>

Textos normativos:

- **Ley 23/1983**, de 21 de noviembre de Política Territorial: http://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/ca-l23-1983.html)
- **Ley 12/1985**, de 13 de junio de Espacios Naturales: http://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/ca-l12-1985.html
- **Ley 12/2006**, de 27 de julio, de medidas en materia de medio ambiente y de modificación de las Leyes 3/1988 y 22/2003, relativas a la protección de los animales, de la Ley 12/1985, de espacios naturales, de la Ley 9/1995, del acceso motorizado al medio natural, y de la Ley 4/2004, relativa al proceso de adecuación de las actividades de incidencia ambiental: <http://www.boe.es/boe/dias/2006/08/22/pdfs/A30879-30890.pdf>
- **DOGC Núm.1714 - 01/03/1993, DECRETO 328/1992**, de 14 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Espacios de Interés Natural: http://www.barranquismo.net/paginas/reglamentos/catalunya/Decreto_328-1992_PEIN.pdf
- **Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural del Garraf**, DOGC Núm. 805 18/02/1987, DOGC 22/11/1996, DOGC 18/06/1997, <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>, DOGC Núm. 3592 de 11 de marzo de 2002. <http://www.diba.cat/Parcsn/parcs/fitxers/pdf/p10d110.pdf>
- **Plan Especial de Protección del Medio Físico y del Paisaje del Espacio Natural de Olèrdola**, DOGC Núm.1672 – 20/11/1992 www.olerdola.cat/userfiles/file/TextNormatiuOlerdola.doc
- **Plan Especial del Embalse del Foix**, del 28 de julio de 1993, DOGC Núm.1807 – 11/10/1993: http://www20.gencat.cat/docs/interior/Home/030%20Arees%20dactuacio/Proteccio%20Civil/Plans%20de%20proteccio%20civil/Plans%20de%20proteccio%20civil%20a%20Catalunya/Documents/INUNCAT_annexos_9_16.pdf

Enlaces suplementarios:

- <http://www.boe.es/boe/dias/2004/07/20/pdfs/A26294-26316.pdf>
- <http://www.mma.es>
- http://reddeparquesnacionales.mma.es/parques/org_auto/red_ppnn/memoriaRed2003/mem_red_05.pdf#page=16
- http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/natura_2000_network/communicating_natura_2000/natura_networking_init/index_en.htm
- http://www.euoparc-es.org/intranet/EUOPARC/publicado/publicaciones_Euoparc-Espana/categorias_uicn.pdf
- http://www.euoparc-es.org/intranet/EUOPARC/publicado/publicaciones_Euoparc-Espana/categorias_uicn.pdf (PROCEDIMIENTO DE ASIGNACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE MANEJO UICN A LOS ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DEL ESTADO ESPAÑOL, EUOPARC-España Junio 2006)

ANEXO

VARIACIÓN DE COMBINACIONES DE CAMBIOS DE COBERTURA VEGETAL/USO DEL SUELO ELABORADA PARA LA EJECUCIÓN DE LOS MAPAS DE EVOLUCIÓN MULTITEMPORAL DE LA ESTRUCTURA DE PAISAJE.

USO DE SALIDA	USO REAL	VALOR DE CAMBIO
Bosque claro	Bosque claro	0
Bosque claro	Bosque denso	1
Bosque claro	Matorral claro	2
Bosque claro	Matorral semidenso	2
Bosque claro	Matorral denso	1
Bosque claro	Prados y herbáceas	2
Bosque claro	Cultivos varios	3
Bosque claro	Cultivos leñosos	2
Bosque claro	Campos labrados	3
Bosque claro	Viña	2
Bosque claro	Afloramiento rocoso	3
Bosque claro	Playas	3
Bosque claro	Vertedero	3
Bosque claro	Zona restauración vertedero	3
Bosque claro	Suelos desnudos	3
Bosque claro	Zonas de extracción minera	3
Bosque claro	Zonas de restauración minera	3
Bosque claro	Zonas industriales	3
Bosque claro	Urbanización	3
Bosque claro	Construcciones	3
Bosque claro	Campo de tiro	3
Bosque claro	Pantanos y depósitos de agua	3
Bosque claro	Presa	3
Bosque claro	Equipamientos radio-eléctricos	3
Bosque claro	Carreteras	3
Bosque claro	Vía férrea	3
Bosque claro	Pistas forestales y caminos	3
Bosque denso	Bosque claro	1
Bosque denso	Bosque denso	0
Bosque denso	Matorral claro	2
Bosque denso	Matorral semidenso	2
Bosque denso	Matorral denso	2
Bosque denso	Prados y herbáceas	3
Bosque denso	Cultivos varios	3
Bosque denso	Cultivos leñosos	2
Bosque denso	Campos labrados	3
Bosque denso	Viña	2
Bosque denso	Afloramiento rocoso	3

Bosque denso	Playas	3
Bosque denso	Vertedero	3
Bosque denso	Zona restauración vertedero	3
Bosque denso	Suelos desnudos	3
Bosque denso	Zonas de extracción minera	3
Bosque denso	Zonas de restauración minera	3
Bosque denso	Zonas industriales	3
Bosque denso	Urbanización	3
Bosque denso	Construcciones	3
Bosque denso	Campo de tiro	3
Bosque denso	Pantanos y depósitos de agua	3
Bosque denso	Presa	3
Bosque denso	Equipamientos radio-eléctricos	3
Bosque denso	Carreteras	3
Bosque denso	Vía férrea	3
Bosque denso	Pistas forestales y caminos	3
Matorral claro	Bosque claro	2
Matorral claro	Bosque denso	2
Matorral claro	Matorral claro	0
Matorral claro	Matorral semidenso	1
Matorral claro	Matorral denso	1
Matorral claro	Prados y herbáceas	1
Matorral claro	Cultivos varios	2
Matorral claro	Cultivos leñosos	2
Matorral claro	Campos labrados	2
Matorral claro	Viña	1
Matorral claro	Afloramiento rocoso	3
Matorral claro	Playas	3
Matorral claro	Vertedero	3
Matorral claro	Zona restauración vertedero	3
Matorral claro	Suelos desnudos	3
Matorral claro	Zonas de extracción minera	3
Matorral claro	Zonas de restauración minera	3
Matorral claro	Zonas industriales	3
Matorral claro	Urbanización	3
Matorral claro	Construcciones	3
Matorral claro	Campo de tiro	3
Matorral claro	Pantanos y depósitos de agua	3
Matorral claro	Presa	3
Matorral claro	Equipamientos radio eléctricos	3
Matorral claro	Carreteras	3
Matorral claro	Vía férrea	3
Matorral claro	Pistas forestales y caminos	3

Matorral semidenso	Bosque claro	1
Matorral semidenso	Bosque denso	2
Matorral semidenso	Matorral claro	1
Matorral semidenso	Matorral semidenso	0
Matorral semidenso	Matorral denso	1
Matorral semidenso	Prados y herbáceas	1
Matorral semidenso	Cultivos varios	2
Matorral semidenso	Cultivos leñosos	2
Matorral semidenso	Campos labrados	3
Matorral semidenso	Viña	2
Matorral semidenso	Afloramiento rocoso	3
Matorral semidenso	Playas	3
Matorral semidenso	Vertedero	3
Matorral semidenso	Zona restauración vertedero	3
Matorral semidenso	Suelos desnudos	3
Matorral semidenso	Zonas de extracción minera	3
Matorral semidenso	Zonas de restauración minera	3
Matorral semidenso	Zonas industriales	3
Matorral semidenso	Urbanización	3
Matorral semidenso	Construcciones	3
Matorral semidenso	Campo de tiro	3
Matorral semidenso	Pantanos y depósitos de agua	3
Matorral semidenso	Presa	3
Matorral semidenso	Equipamientos radio eléctricos	3
Matorral semidenso	Carreteras	3
Matorral semidenso	Vía férrea	3
Matorral semidenso	Pistas forestales y caminos	3
Matorral denso	Bosque claro	1
Matorral denso	Bosque denso	1
Matorral denso	Matorral claro	2
Matorral denso	Matorral semidenso	1
Matorral denso	Matorral denso	0
Matorral denso	Prados y herbáceas	1
Matorral denso	Cultivos varios	2
Matorral denso	Cultivos leñosos	2
Matorral denso	Campos labrados	3
Matorral denso	Viña	2
Matorral denso	Afloramiento rocoso	3
Matorral denso	Playas	3
Matorral denso	Vertedero	3
Matorral denso	Zona restauración vertedero	3
Matorral denso	Suelos desnudos	3
Matorral denso	Zonas de extracción minera	3

Matorral denso	Zonas de restauración minera	3
Matorral denso	Zonas industriales	3
Matorral denso	Urbanización	3
Matorral denso	Construcciones	3
Matorral denso	Campo de tiro	3
Matorral denso	Pantanos y depósitos de agua	3
Matorral denso	Presa	3
Matorral denso	Equipamientos radio eléctricos	3
Matorral denso	Carreteras	3
Matorral denso	Vía férrea	3
Matorral denso	Pistas forestales y caminos	3
Prados y herbáceas	Bosque claro	2
Prados y herbáceas	Bosque denso	3
Prados y herbáceas	Matorral claro	1
Prados y herbáceas	Matorral semidenso	1
Prados y herbáceas	Matorral denso	2
Prados y herbáceas	Prados y herbáceas	0
Prados y herbáceas	Cultivos varios	1
Prados y herbáceas	Cultivos leñosos	2
Prados y herbáceas	Campos labrados	1
Prados y herbáceas	Viña	1
Prados y herbáceas	Afloramiento rocoso	2
Prados y herbáceas	Playas	2
Prados y herbáceas	Vertedero	3
Prados y herbáceas	Zona restauración vertedero	3
Prados y herbáceas	Suelos desnudos	2
Prados y herbáceas	Zonas de extracción minera	3
Prados y herbáceas	Zonas de restauración minera	3
Prados y herbáceas	Zonas industriales	3
Prados y herbáceas	Urbanización	3
Prados y herbáceas	Construcciones	3
Prados y herbáceas	Campo de tiro	3
Prados y herbáceas	Pantanos y depósitos de agua	3
Prados y herbáceas	Presa	3
Prados y herbáceas	Equipamientos radio eléctricos	3
Prados y herbáceas	Carreteras	3
Prados y herbáceas	Vía férrea	3
Prados y herbáceas	Pistas forestales y caminos	1
Cultivos varios	Bosque claro	3
Cultivos varios	Bosque denso	3
Cultivos varios	Matorral claro	2
Cultivos varios	Matorral semidenso	3
Cultivos varios	Matorral denso	3

Cultivos varios	Prados y herbáceas	1
Cultivos varios	Cultivos varios	0
Cultivos varios	Cultivos leñosos	1
Cultivos varios	Campos labrados	1
Cultivos varios	Viña	2
Cultivos varios	Afloramiento rocoso	3
Cultivos varios	Playas	3
Cultivos varios	Vertedero	3
Cultivos varios	Zona restauración vertedero	3
Cultivos varios	Suelos desnudos	3
Cultivos varios	Zonas de extracción minera	3
Cultivos varios	Zonas de restauración minera	3
Cultivos varios	Zonas industriales	3
Cultivos varios	Urbanización	3
Cultivos varios	Construcciones	3
Cultivos varios	Campo de tiro	2
Cultivos varios	Pantanos y depósitos de agua	3
Cultivos varios	Presa	3
Cultivos varios	Equipamientos radio eléctricos	3
Cultivos varios	Carreteras	3
Cultivos varios	Vía férrea	3
Cultivos varios	Pistas forestales y caminos	3
Cultivos leñosos	Bosque claro	2
Cultivos leñosos	Bosque denso	2
Cultivos leñosos	Matorral claro	1
Cultivos leñosos	Matorral semidenso	1
Cultivos leñosos	Matorral denso	1
Cultivos leñosos	Prados y herbáceas	2
Cultivos leñosos	Cultivos varios	1
Cultivos leñosos	Cultivos leñosos	0
Cultivos leñosos	Campos labrados	1
Cultivos leñosos	Viña	2
Cultivos leñosos	Afloramiento rocoso	3
Cultivos leñosos	Playas	3
Cultivos leñosos	Vertedero	3
Cultivos leñosos	Zona restauración vertedero	3
Cultivos leñosos	Suelos desnudos	3
Cultivos leñosos	Zonas de extracción minera	3
Cultivos leñosos	Zonas de restauración minera	3
Cultivos leñosos	Zonas industriales	3
Cultivos leñosos	Urbanización	3
Cultivos leñosos	Construcciones	3
Cultivos leñosos	Campo de tiro	2

Cultivos leñosos	Pantanos y depósitos de agua	3
Cultivos leñosos	Presa	3
Cultivos leñosos	Equipamientos radio eléctricos	3
Cultivos leñosos	Carreteras	3
Cultivos leñosos	Vía férrea	3
Cultivos leñosos	Pistas forestales y caminos	3
Campos labrados	Bosque claro	3
Campos labrados	Bosque denso	3
Campos labrados	Matorral claro	2
Campos labrados	Matorral semidenso	2
Campos labrados	Matorral denso	3
Campos labrados	Prados y herbáceas	1
Campos labrados	Cultivos varios	1
Campos labrados	Cultivos leñosos	1
Campos labrados	Campos labrados	0
Campos labrados	Viña	1
Campos labrados	Afloramiento rocoso	1
Campos labrados	Playas	1
Campos labrados	Vertedero	3
Campos labrados	Zona restauración vertedero	3
Campos labrados	Suelos desnudos	1
Campos labrados	Zonas de extracción minera	3
Campos labrados	Zonas de restauración minera	3
Campos labrados	Zonas industriales	3
Campos labrados	Urbanización	3
Campos labrados	Construcciones	3
Campos labrados	Campo de tiro	2
Campos labrados	Pantanos y depósitos de agua	3
Campos labrados	Presa	3
Campos labrados	Equipamientos radio eléctricos	3
Campos labrados	Carreteras	3
Campos labrados	Vía férrea	3
Campos labrados	Pistas forestales y caminos	2
Viñas	Bosque claro	2
Viñas	Bosque denso	2
Viñas	Matorral claro	2
Viñas	Matorral semidenso	2
Viñas	Matorral denso	2
Viñas	Prados y herbáceas	1
Viñas	Cultivos varios	1
Viñas	Cultivos leñosos	1
Viñas	Campos labrados	1
Viñas	Viña	0

Viñas	Afloramiento rocoso	3
Viñas	Playas	3
Viñas	Vertedero	3
Viñas	Zona restauración vertedero	3
Viñas	Suelos desnudos	3
Viñas	Zonas de extracción minera	3
Viñas	Zonas de restauración minera	3
Viñas	Zonas industriales	3
Viñas	Urbanización	3
Viñas	Construcciones	3
Viñas	Campo de tiro	3
Viñas	Pantanos y depósitos de agua	3
Viñas	Presa	3
Viñas	Equipamientos radio eléctricos	3
Viñas	Carreteras	3
Viñas	Vía férrea	3
Viñas	Pistas forestales y caminos	3
Afloramiento rocoso	Bosque claro	3
Afloramiento rocoso	Bosque denso	3
Afloramiento rocoso	Matorral claro	3
Afloramiento rocoso	Matorral semidenso	3
Afloramiento rocoso	Matorral denso	3
Afloramiento rocoso	Prados y herbáceas	2
Afloramiento rocoso	Cultivos varios	3
Afloramiento rocoso	Cultivos leñosos	3
Afloramiento rocoso	Campos labrados	3
Afloramiento rocoso	Viña	3
Afloramiento rocoso	Afloramiento rocoso	0
Afloramiento rocoso	Playas	2
Afloramiento rocoso	Vertedero	3
Afloramiento rocoso	Zona restauración vertedero	3
Afloramiento rocoso	Suelos desnudos	1
Afloramiento rocoso	Zonas de extracción minera	3
Afloramiento rocoso	Zonas de restauración minera	3
Afloramiento rocoso	Zonas industriales	3
Afloramiento rocoso	Urbanización	3
Afloramiento rocoso	Construcciones	3
Afloramiento rocoso	Campo de tiro	3
Afloramiento rocoso	Pantanos y depósitos de agua	3
Afloramiento rocoso	Presa	3
Afloramiento rocoso	Equipamientos radio eléctricos	3
Afloramiento rocoso	Carreteras	3
Afloramiento rocoso	Vía férrea	3

Afloramiento rocoso	Pistas forestales y caminos	3
Playas	Bosque claro	3
Playas	Bosque denso	3
Playas	Matorral claro	3
Playas	Matorral semidenso	3
Playas	Matorral denso	3
Playas	Prados y herbáceas	2
Playas	Cultivos varios	3
Playas	Cultivos leñosos	3
Playas	Campos labrados	3
Playas	Viña	3
Playas	Afloramiento rocoso	3
Playas	Playas	0
Playas	Vertedero	3
Playas	Zona restauración vertedero	3
Playas	Suelos desnudos	1
Playas	Zonas de extracción minera	3
Playas	Zonas de restauración minera	3
Playas	Zonas industriales	3
Playas	Urbanización	3
Playas	Construcciones	3
Playas	Campo de tiro	3
Playas	Pantanos y depósitos de agua	3
Playas	Presa	3
Playas	Equipamientos radio eléctricos	3
Playas	Carreteras	3
Playas	Vía férrea	3
Playas	Pistas forestales y caminos	3
Vertedero	Bosque claro	3
Vertedero	Bosque denso	3
Vertedero	Matorral claro	3
Vertedero	Matorral semidenso	3
Vertedero	Matorral denso	3
Vertedero	Prados y herbáceas	3
Vertedero	Cultivos varios	3
Vertedero	Cultivos leñosos	3
Vertedero	Campos labrados	3
Vertedero	Viña	3
Vertedero	Afloramiento rocoso	3
Vertedero	Playas	3
Vertedero	Vertedero	0
Vertedero	Zona restauración vertedero	1
Vertedero	Suelos desnudos	1

Vertedero	Zonas de extracción minera	3
Vertedero	Zonas de restauración minera	3
Vertedero	Zonas industriales	1
Vertedero	Urbanización	3
Vertedero	Construcciones	3
Vertedero	Campo de tiro	2
Vertedero	Pantanos y depósitos de agua	3
Vertedero	Presa	3
Vertedero	Equipamientos radio eléctricos	3
Vertedero	Carreteras	3
Vertedero	Vía férrea	3
Vertedero	Pistas forestales y caminos	3
Suelos desnudos	Bosque claro	3
Suelos desnudos	Bosque denso	3
Suelos desnudos	Matorral claro	3
Suelos desnudos	Matorral semidenso	3
Suelos desnudos	Matorral denso	3
Suelos desnudos	Prados y herbáceas	3
Suelos desnudos	Cultivos varios	3
Suelos desnudos	Cultivos leñosos	3
Suelos desnudos	Campos labrados	3
Suelos desnudos	Viña	3
Suelos desnudos	Afloramiento rocoso	1
Suelos desnudos	Playas	0
Suelos desnudos	Vertedero	2
Suelos desnudos	Zona restauración vertedero	2
Suelos desnudos	Suelos desnudos	0
Suelos desnudos	Zonas de extracción minera	2
Suelos desnudos	Zonas de restauración minera	2
Suelos desnudos	Zonas industriales	2
Suelos desnudos	Urbanización	3
Suelos desnudos	Construcciones	3
Suelos desnudos	Campo de tiro	1
Suelos desnudos	Pantanos y depósitos de agua	2
Suelos desnudos	Presa	2
Suelos desnudos	Equipamientos radio eléctricos	3
Suelos desnudos	Carreteras	3
Suelos desnudos	Vía férrea	3
Suelos desnudos	Pistas forestales y caminos	3
Zonas de extracción minera	Bosque claro	3
Zonas de extracción minera	Bosque denso	3
Zonas de extracción minera	Matorral claro	3
Zonas de extracción minera	Matorral semidenso	3

Zonas de extracción minera	Matorral denso	3
Zonas de extracción minera	Prados y herbáceas	3
Zonas de extracción minera	Cultivos varios	3
Zonas de extracción minera	Cultivos leñosos	3
Zonas de extracción minera	Campos labrados	3
Zonas de extracción minera	Viña	3
Zonas de extracción minera	Afloramiento rocoso	3
Zonas de extracción minera	Playas	3
Zonas de extracción minera	Vertedero	1
Zonas de extracción minera	Zona restauración vertedero	1
Zonas de extracción minera	Suelos desnudos	3
Zonas de extracción minera	Zonas de extracción minera	1
Zonas de extracción minera	Zonas de restauración minera	1
Zonas de extracción minera	Zonas industriales	0
Zonas de extracción minera	Urbanización	2
Zonas de extracción minera	Construcciones	2
Zonas de extracción minera	Campo de tiro	3
Zonas de extracción minera	Pantanos y depósitos de agua	3
Zonas de extracción minera	Presa	3
Zonas de extracción minera	Equipamientos radio eléctricos	1
Zonas de extracción minera	Carreteras	1
Zonas de extracción minera	Vía férrea	1
Zonas de extracción minera	Pistas forestales y caminos	3
Urbanización	Bosque claro	3
Urbanización	Bosque denso	3
Urbanización	Matorral claro	3
Urbanización	Matorral semidenso	3
Urbanización	Matorral denso	3
Urbanización	Prados y herbáceas	3
Urbanización	Cultivos varios	3
Urbanización	Cultivos leñosos	3
Urbanización	Campos labrados	3
Urbanización	Viña	3
Urbanización	Afloramiento rocoso	3
Urbanización	Playas	3
Urbanización	Vertedero	2
Urbanización	Zona restauración vertedero	2
Urbanización	Suelos desnudos	2
Urbanización	Zonas de extracción minera	3
Urbanización	Zonas de restauración minera	3
Urbanización	Zonas industriales	1
Urbanización	Urbanización	0
Urbanización	Construcciones	1

Urbanización	Campo de tiro	3
Urbanización	Pantanos y depósitos de agua	3
Urbanización	Presa	3
Urbanización	Equipamientos radio eléctricos	3
Urbanización	Carreteras	3
Urbanización	Vía férrea	3
Urbanización	Pistas forestales y caminos	3
Zonas de construcción	Bosque claro	3
Zonas de construcción	Bosque denso	3
Zonas de construcción	Matorral claro	3
Zonas de construcción	Matorral semidenso	3
Zonas de construcción	Matorral denso	3
Zonas de construcción	Prados y herbáceas	3
Zonas de construcción	Cultivos varios	3
Zonas de construcción	Cultivos leñosos	3
Zonas de construcción	Campos labrados	3
Zonas de construcción	Viña	3
Zonas de construcción	Afloramiento rocoso	3
Zonas de construcción	Playas	3
Zonas de construcción	Vertedero	2
Zonas de construcción	Zona restauración vertedero	2
Zonas de construcción	Suelos desnudos	3
Zonas de construcción	Zonas de extracción minera	2
Zonas de construcción	Zonas de restauración minera	2
Zonas de construcción	Zonas industriales	2
Zonas de construcción	Urbanización	1
Zonas de construcción	Construcciones	0
Zonas de construcción	Campo de tiro	3
Zonas de construcción	Pantanos y depósitos de agua	3
Zonas de construcción	Presa	3
Zonas de construcción	Equipamientos radio eléctricos	1
Zonas de construcción	Carreteras	1
Zonas de construcción	Vía férrea	1
Zonas de construcción	Pistas forestales y caminos	3
Pantanos y depósitos de agua	Bosque claro	3
Pantanos y depósitos de agua	Bosque denso	3
Pantanos y depósitos de agua	Matorral claro	3
Pantanos y depósitos de agua	Matorral semidenso	3
Pantanos y depósitos de agua	Matorral denso	3
Pantanos y depósitos de agua	Prados y herbáceas	3
Pantanos y depósitos de agua	Cultivos varios	3
Pantanos y depósitos de agua	Cultivos leñosos	3
Pantanos y depósitos de agua	Campos labrados	3

Pantanos y depósitos de agua	Viña	3
Pantanos y depósitos de agua	Afloramiento rocoso	3
Pantanos y depósitos de agua	Playas	3
Pantanos y depósitos de agua	Vertedero	3
Pantanos y depósitos de agua	Zona restauración vertedero	3
Pantanos y depósitos de agua	Suelos desnudos	3
Pantanos y depósitos de agua	Zonas de extracción minera	3
Pantanos y depósitos de agua	Zonas de restauración minera	3
Pantanos y depósitos de agua	Zonas industriales	3
Pantanos y depósitos de agua	Urbanización	3
Pantanos y depósitos de agua	Construcciones	3
Pantanos y depósitos de agua	Campo de tiro	3
Pantanos y depósitos de agua	Pantanos y depósitos de agua	0
Pantanos y depósitos de agua	Presa	2
Pantanos y depósitos de agua	Equipamientos radio eléctricos	3
Pantanos y depósitos de agua	Carreteras	3
Pantanos y depósitos de agua	Vía férrea	3
Pantanos y depósitos de agua	Pistas forestales y caminos	3
Presa	Bosque claro	3
Presa	Bosque denso	3
Presa	Matorral claro	3
Presa	Matorral semidenso	3
Presa	Matorral denso	3
Presa	Prados y herbáceas	3
Presa	Cultivos varios	3
Presa	Cultivos leñosos	3
Presa	Campos labrados	3
Presa	Viña	3
Presa	Afloramiento rocoso	3
Presa	Playas	3
Presa	Vertedero	3
Presa	Zona restauración vertedero	3
Presa	Suelos desnudos	3
Presa	Zonas de extracción minera	3
Presa	Zonas de restauración minera	3
Presa	Zonas industriales	3
Presa	Urbanización	3
Presa	Construcciones	3
Presa	Campo de tiro	3
Presa	Pantanos y depósitos de agua	1
Presa	Presa	0
Presa	Equipamientos radio eléctricos	3
Presa	Carreteras	3

Presa	Vía férrea	3
Presa	Pistas forestales y caminos	3
Equipamientos radio-eléctricos	Bosque claro	3
Equipamientos radio-eléctricos	Bosque denso	3
Equipamientos radio-eléctricos	Matorral claro	3
Equipamientos radio-eléctricos	Matorral semidenso	3
Equipamientos radio-eléctricos	Matorral denso	3
Equipamientos radio-eléctricos	Prados y herbáceas	3
Equipamientos radio-eléctricos	Cultivos varios	3
Equipamientos radio-eléctricos	Cultivos leñosos	3
Equipamientos radio-eléctricos	Campos labrados	3
Equipamientos radio-eléctricos	Viña	3
Equipamientos radio-eléctricos	Afloramiento rocoso	3
Equipamientos radio-eléctricos	Playas	3
Equipamientos radio-eléctricos	Vertedero	3
Equipamientos radio-eléctricos	Zona restauración vertedero	3
Equipamientos radio-eléctricos	Suelos desnudos	3
Equipamientos radio-eléctricos	Zonas de extracción minera	3
Equipamientos radio-eléctricos	Zonas de restauración minera	3
Equipamientos radio-eléctricos	Zonas industriales	3
Equipamientos radio-eléctricos	Urbanización	3
Equipamientos radio-eléctricos	Construcciones	3
Equipamientos radio-eléctricos	Campo de tiro	3
Equipamientos radio-eléctricos	Pantanos y depósitos de agua	3
Equipamientos radio-eléctricos	Presa	3
Equipamientos radio-eléctricos	Equipamientos radio eléctricos	0
Equipamientos radio-eléctricos	Carreteras	3
Equipamientos radio-eléctricos	Vía férrea	3
Equipamientos radio-eléctricos	Pistas forestales y caminos	3
Carreteras	Bosque claro	3
Carreteras	Bosque denso	3
Carreteras	Matorral claro	3
Carreteras	Matorral semidenso	3
Carreteras	Matorral denso	3
Carreteras	Prados y herbáceas	3
Carreteras	Cultivos varios	3
Carreteras	Cultivos leñosos	3
Carreteras	Campos labrados	1
Carreteras	Viña	2
Carreteras	Afloramiento rocoso	3
Carreteras	Playas	3
Carreteras	Vertedero	3
Carreteras	Zona restauración vertedero	3

Carreteras	Suelos desnudos	1
Carreteras	Zonas de extracción minera	3
Carreteras	Zonas de restauración minera	3
Carreteras	Zonas industriales	1
Carreteras	Urbanización	3
Carreteras	Construcciones	3
Carreteras	Campo de tiro	3
Carreteras	Pantanos y depósitos de agua	3
Carreteras	Presa	3
Carreteras	Equipamientos radio eléctricos	3
Carreteras	Carreteras	0
Carreteras	Vía férrea	1
Carreteras	Pistas forestales y caminos	3
Vía férrea	Bosque claro	3
Vía férrea	Bosque denso	3
Vía férrea	Matorral claro	3
Vía férrea	Matorral semidenso	3
Vía férrea	Matorral denso	3
Vía férrea	Prados y herbáceas	3
Vía férrea	Cultivos varios	3
Vía férrea	Cultivos leñosos	3
Vía férrea	Campos labrados	3
Vía férrea	Viña	3
Vía férrea	Afloramiento rocoso	3
Vía férrea	Playas	3
Vía férrea	Vertedero	3
Vía férrea	Zona restauración vertedero	3
Vía férrea	Suelos desnudos	1
Vía férrea	Zonas de extracción minera	3
Vía férrea	Zonas de restauración minera	3
Vía férrea	Zonas industriales	3
Vía férrea	Urbanización	3
Vía férrea	Construcciones	3
Vía férrea	Campo de tiro	3
Vía férrea	Pantanos y depósitos de agua	3
Vía férrea	Presa	3
Vía férrea	Equipamientos radio eléctricos	3
Vía férrea	Carreteras	1
Vía férrea	Vía férrea	0
Vía férrea	Pistas forestales y caminos	3
Pistas forestales y caminos	Bosque claro	3
Pistas forestales y caminos	Bosque denso	3
Pistas forestales y caminos	Matorral claro	3

Pistas forestales y caminos	Matorral semidenso	3
Pistas forestales y caminos	Matorral denso	3
Pistas forestales y caminos	Prados y herbáceas	2
Pistas forestales y caminos	Cultivos varios	2
Pistas forestales y caminos	Cultivos leñosos	2
Pistas forestales y caminos	Campos labrados	2
Pistas forestales y caminos	Viña	2
Pistas forestales y caminos	Afloramiento rocoso	3
Pistas forestales y caminos	Playas	3
Pistas forestales y caminos	Vertedero	3
Pistas forestales y caminos	Zona restauración vertedero	3
Pistas forestales y caminos	Suelos desnudos	1
Pistas forestales y caminos	Zonas de extracción minera	3
Pistas forestales y caminos	Zonas de restauración minera	3
Pistas forestales y caminos	Zonas industriales	3
Pistas forestales y caminos	Urbanización	3
Pistas forestales y caminos	Construcciones	3
Pistas forestales y caminos	Campo de tiro	2
Pistas forestales y caminos	Pantanos y depósitos de agua	3
Pistas forestales y caminos	Presa	3
Pistas forestales y caminos	Equipamientos radio eléctricos	3
Pistas forestales y caminos	Carreteras	3
Pistas forestales y caminos	Vía férrea	3
Pistas forestales y caminos	Pistas forestales y caminos	0

