



Universitat de Girona

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE DEL ALT EMPORDÀ EN EL PERÍODO 1957-2001

Marilyn ROMERO VARGAS

ISBN: 84-689-2568-3

Dipòsit legal: GI-634-2005

<http://hdl.handle.net/10803/7898>

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.

UNIVERSITAT DE GIRONA
PROGRAMA DE DOCTORAT DE MEDI AMBIENT

ITINERARI:
GEOGRAFIA EN ORDENACIÓ DEL TERRITORI
I MEDI AMBIENT

TESIS DOCTORAL

«Análisis de los cambios en la estructura del paisaje de l'Alt Empordà en el período 1957-2001»

Marilyn Romero Vargas

Director:

Dr. Josep Pintó Fusalba

Departament de Geografia, Història i Història de l'Art

Universitat de Girona

Desembre 2004

A mi hija Sofía

ÍNDICE

PRESENTACIÓN.....	13
I. INTRODUCCIÓN.....	17
1.1. Planteamiento de la investigación.....	19
II. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA.....	23
2.1. Objetivos.....	25
2.1.1. Objetivo general.....	25
2.1.2. Objetivos específicos.....	25
2.2 Marco Metodológico General.....	26
2.2.1. Análisis de los cambios en la estructura del paisaje del Alt Empordà. 1956-2001.....	26
2.2.2. Identificación y propuesta de un corredor biológico que permita conectar espacios dotados de figuras de conservación ya establecidas.....	27
2.2.3. Caracterización de hábitat borde en la Comarca del Alt Empordà mediante un análisis escalar comparativo.....	28
III. MARCO TEÓRICO.....	29
3.1. Perspectiva geográfica del concepto de Paisaje.....	31
3.2. Un acercamiento a la definición teórico-metodológica del concepto de paisaje desde la perspectiva de la ecología del paisaje.....	39
3.3. El paisaje como modelo ecosistémico para estudiar el territorio.....	43
3.3.1. Estructura y organización del mosaico paisajístico.....	44
3.3.1.1. La matriz paisajística.....	47
3.3.1.2. Los parches como unidades mínimas del modelo paisajístico.....	48
3.3.1.3. Definición de corredores biológicos y su importancia en la ordenación del territorio.....	51
3.3.1.4. Ambientes de borde o zonas de transición del mosaico paisajístico.....	56
3.3.1.4.1. Definición de los ambientes edge o zonas de borde.....	56
3.3.1.4.2. Criterios de identificación y clasificación de los hábitats de borde.....	58
3.3.1.4.3. Importancia de los hábitats edge y sus posibles efectos en el entorno.....	60
3.3.2. Factores y principios de organización del mosaico paisajístico.....	61
3.3.2.1. Principios de evolución del mosaico paisajístico: perturbaciones, resiliencia, resistencia i estabilidad.....	63
3.3.2.2. El principio de complejidad y heterogeneidad.....	67
3.3.2.3 Factores de perturbación de los hábitats naturales y del mosaico paisajístico y su relación con la fragmentación u homogeneización del paisaje.....	72
3.3.2.3.1. Procesos de fragmentación del bosque debido a la deforestación.....	74
3.3.2.3.2. El abandono de tierras agrícolas y los procesos de homogeneización paisajística.....	76
3.3.2.3.3. El papel de los incendios forestales en la regeneración de la vegetación mediterránea.....	79
3.3.2.3.4. Procesos de urbanización, infraestructuras, equipamiento, y su vinculación con la fragmentación y la pérdida de biodiversidad y calidad ambiental.....	81
3.3.3. Atributos topológicos del mosaico paisajística.....	83
3.3.3.1. Composición y calidad de los parches que configuran el mosaico paisajístico.....	84
3.3.3.2. El tamaño de los parches.....	84
3.3.3.3 Forma de los parches.....	86
3.3.3.4. Arreglo y distribución espacial de los parches.....	88
3.3.4. Caracterización de la estructura del paisaje a través de índices basados en atributos como la forma, el tamaño, el arreglo espacial y la diversidad paisajística.....	89

IV. EL CONTEXTO GEOGRÁFICO.....	95
4.1. Situación y límites.....	97
4.2. Contexto biofísico.....	101
4.2.1. Topografía, geología y geomorfología.....	101
4.2.2. El clima.....	107
4.2.3. La red hidrográfica y las zonas húmedas.....	114
4.2.4. Los suelos.....	117
4.2.5. La vegetación.....	119
4.2.5.1. La vegetación mediterránea.....	120
4.2.5.2. La vegetación medieuropea.....	124
4.2.5.3. Vegetación permanente de los lugares azonales.....	125
4.3. El escenario socio económico.....	128
4.3.1. La evolución demográfica reciente.....	128
4.3.2. Las actividades económicas.....	138
4.3.2.1. Agricultura, ganadería y silvicultura.....	138
4.3.2.2. Industria, construcción y turismo.....	142
V. ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN EL MOSAICO PAISAJÍSTICO, 1957-2001	
5.1 Objetivos específicos de este apartado.....	145
5.2 Hipótesis.....	145
5.3 Metodología.....	146
5.3.1 Procedimiento metodológico.....	146
5.3.1.1 Mapa comarcal de clases paisajísticas.....	146
5.3.1.2 Definición de unidades paisajísticas.....	147
5.3.1.3 Caracterización de la composición y estructura paisajística.....	147
5.3.1.3.1 Índices de evaluación de la composición y estructura del paisaje.....	149
5.3.1.3.1.1 Composición y superficie de las clases paisajísticas.....	149
5.3.1.3.1.2 Índices de distribución espacial de las clases paisajísticas y grado de fragmentación.....	149
5.3.1.3.1.3 Complejidad del paisaje expresada a través de la forma de los parches...150	
5.3.1.3.1.4 Diversidad paisajística.....	152
5.3.1.3.1.4 Análisis de la tendencia evolutiva de la estructura del paisaje entre 1957y 2001..153	
5.3.1.4 Análisis de la tendencia evolutiva de la estructura del paisaje entre 1957y 2001..153	
5.4 Resultados.....	154
5.4.1 Cambios en la composición y estructura paisajística a nivel comarcal.....	155
5.4.1.1 Composición, cantidad, y superficie de los parches paisajísticos.....	155
5.4.1.2 Tamaño medio de los parches paisajísticos.....	161
5.4.1.3 Tamaños medianos de los parches.....	164
5.4.1.4 Arreglo espacial de los parches paisajísticos.....	166
5.4.1.5 La forma de los parches según clases paisajísticas medida a través de la dimensión fractal.....	172
5.4.1.6 Características y tendencias de la diversidad paisajística a nivel comarcal.....	175
5.4.2 Transformaciones ocurridas en la composición y estructura del mosaico paisajístico de la Plana entre 1957 y el 2001.....	176
5.4.2.1 Composición y superficie de los parches según la clase paisajística.....	180
5.4.2.2 Tamaño medio de los parches.....	184
5.4.2.3 Patrón espacial de los parches en relación al grado de dispersión o compactación.....	187
5.4.2.4 Complejidad paisajística en relación a la forma de los parches.....	192
5.4.2.5 Diversidad paisajística, indicador de la heterogeneidad del mosaico paisajístico..198	
5.4.3 Transformaciones en la composición de la estructura del mosaico paisajístico de la unidad de Terraprimis.....	201
5.4.3.1 Composición y superficie de los parches según la clase paisajística.....	203
5.4.3.2 Tamaño medio de los parches.....	204
5.4.3.3 Arreglo espacial de los parches.....	207
5.4.3.4 Forma de los parches, un indicador de complejidad paisajística.....	210
5.4.3.5 Diversidad paisajística.....	213

5.4.4 Transformaciones ocurridas en la composición y la estructura paisajística de la unidad Cap de Creus entre 1957 y 2001.....	213
5.4.4.1 Composición y superficie según clase paisajística.....	215
5.4.4.2 Transformaciones en el tamaño medio de los parches.....	217
5.4.4.3 Patrón espacial de los parches según las clases paisajísticas.....	218
5.4.4.4 Cambios en la dimensión fractal de los parches según clase paisajística.....	221
5.4.4.5 Transformaciones en la diversidad paisajística del Cap de Creus.....	224
5.4.5 Cambios en la composición y la estructura paisajística de la unidad Salines-Albera.....	225
5.4.5.1 Composición y superficie de los parches según las categorías paisajísticas.....	226
5.4.5.2 Transformaciones en el tamaño medio (TM) de los parches.....	230
5.4.5.3 Patrón espacial de los parches según clase paisajística.....	234
5.4.5.4 Cambios en la forma de los parches.....	237
5.4.5.5 Heterogeneidad y diversidad paisajística de la unidad Salines-Albera.....	239
5.4.6 Transformaciones en la composición y estructura del mosaico paisajístico de la Garrotxa altoampurdanesa.....	241
5.4.6.1 Composición, superficie, cantidad y tamaño de parches.....	242
5.4.6.2 Patrón espacial de los parches según clase paisajística.....	247
5.4.6.3 Dimensión fractal de los parches según clase paisajística.....	251
5.4.6.4 Diversidad paisajística de la Garrotxa del Alt Empordà.....	251
VI. IDENTIFICACIÓN DE REDES ECOLÓGICAS.....	254
6.1 Objetivo general.....	255
6.1.2 Objetivos específicos.....	255
6.2 Aspectos metodológicos.....	255
6.2.1 Información general de entrada y salida.....	255
6.2.2 Criterios empleados para identificar la red estructural actual.....	256
6.3 Redes ecológicas.....	256
6.4 Red ecológica estructural de la Orlina, un ambiente Mediterráneo.....	257
6.4.1 Caracterización de la estructura del mosaico paisajístico de la Orlina.....	257
6.2 Aspectos metodológicos.....	255
6.2.1 Información general de entrada y salida.....	255
6.2.2 Criterios empleados para identificar la red estructural actual.....	256
6.3 Redes ecológicas.....	256
6.4 Red ecológica estructural de la Orlina, un ambiente Mediterráneo.....	257
6.4.1 Caracterización de la estructura del mosaico paisajístico de la Orlina.....	257
6.4.1.1 Composición paisajística.....	257
6.4.1.2 Superficie total según clase paisajística.....	267
6.4.1.3 Tamaño medio de los parches.....	268
6.4.1.4 Dimensión fractal	
6.4.2 Organización de la red ecológica: elementos de conexión física.....	269
6.4.3 Propuesta de actuaciones para mejorar la calidad de la red ecológica de la Orlina.....	275
6.5 El caso de Piedras Blancas-Golfito, un ambiente tropical húmedo, Costa Rica.....	277
6.5.1 Contexto físico geográfico.....	279
6.5.2 Contexto socioeconómico de las poblaciones locales.....	283
6.5.3 Caracterización de la estructura paisajística del área de estudio.....	287
6.5.3.1 Composición y superficie.....	288
6.5.3.2 Cantidad y tamaño medio de los parches según clase paisajística.....	290
6.5.3.3 Dimensión fractal (AWMPFD) y grado de agrupamiento de los parches (NNN).....	291
6.5.4 Estructura de la red ecológica de Piedras Blancas/Golfito.....	292
6.5.4.1 Estructura general.....	292
6.5.4.2 Definición de parches nodales y estructuras de conexión física.....	294
6.5.5 Propuestas de actuación.....	295
VII. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AMBIENTES DE BORDE (<EDGE HABITATS>).....	298
7.1 Introducción.....	299
7.2 Objetivo general.....	300

7.2.1 Objetivos específicos.....	300
7.3 materiales y métodos.....	300
7.4 Resultados.....	301
7.4.1 Clasificación preliminar de los hábitats borde según composición y estructura: Una aproximación metodológica.....	301
7.4.2 Diversidad en la abundancia y composición de la vegetación: El caso del alcornoque del Mont-Roig, Biure.....	303
7.4.2.1 Caracterización del área de estudio.....	303
7.4.2.2 Estructura horizontal y vertical de la vegetación,.....	304
7.4.2.3 Composición florística.....	304
7.5 Diversidad de los ambientes borde.....	305
VIII. CONCLUSIONES.....	310
IX REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	320

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 3:

Figura 3.1: Mosaico paisajístico con indicación de la matriz, parches y corredores.....	45
Figura 3.2: Paisaje de los alrededores de Figueres en el que se observa una matriz de tipo agrícola...46	
Figura 3.3: Mosaico paisajístico, tipos de parches.....	49
Figura 3.4: Funciones de los corredores.....	51
Figura 3.5: Esquema de la dinámica de metapoblaciones que se produce en los paisajes fragmentados.....	61
Figura 3.6: Tipos de parches según su origen y persistencia.....	83

Capítulo 4

Figura 4.1: Diagrama homobrote mico de Figueres.....	108
Figura 4.2: Diagrama homobrote mico de Sant Pere Pescador.....	108
Figura 4.3: Diagrama homobrote mico de Maçanet de Cabrenys.....	109
Figura 4.4: Diagrama homobrote mico de Port de la Selva.....	109
Figura 4.5: Diagrama homobrote mico de La Massana.....	110
Figura 4.6: Imagen de la laguna de Campmany cubierta por un carrizal.....	116
Figura 4.7: Alcornoque de la umbría de la Serra de la Baga d'en Ferran, en el término municipal de Vilamaniscle.....	121
Figura 4.8: Matorral silicícola de brezos.....	122
Figura 4.9: La vegetación de ribera se desarrolla siguiendo el curso de los cursos fluviales y de los canales de riego.....	126
Figura 4.10: Evolución de la población de Figueres y su corona de influencia próxima.....	132
Figura 4.11: Evolución de la población de los municipios costeros del Cap de Creus.....	132
Figura 4.12: Evolución de la población de los municipios costeros del golfo de Rosas.....	133
Figura 4.13: Evolución de la población de municipios del arco Figueres-Roses.....	133
Figura 4.14 Evolución de la población de los municipios de las Salinas-l'Albera.....	134
Figura 4.15: Evolución de la población del grupo Garrotxa d'Empordà-Rissec.....	134
Figura 4.16: Evolución de la población de los municipios de los Terraprimis d'Empordà.....	135
Figura 4.17: Evolución de la población del grupo «Aspres» de l'Albera.....	135
Figura 4.18: Evolución de la población del grupo del llano de la riera d'Àlguema.....	136
Figura 4.19: Evolución de la población de los municipios de la segunda línea litoral.....	136

Capítulo 5

Figura 5.1: Número de parches según clase paisajística, a nivel de comarca, 1957-2001.....	157
Figura 5.2: Cambios en la superficie ocupada por las distintas clases paisajísticas, 1957-2001, a nivel de comarca.....	158
Figura 5.3: Superficie (%) que no varió de uso y cubierta del suelo entre 1957 y 2001 a nivel de comarca.....	159

Figura 5.4: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, a nivel de comarca, 1957-2001.....	162
Figura 5.5: Tamaño mediano de los parches según clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.....	165
Figura 5.6: Índice del vecino más cercano (NNN) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.....	168
Figura 5.7: Índice de adyacencia (IJI) según la clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.....	170
Figura 5.8: Cambios en la dimensión fractal (AWMPFD) según la clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.....	174
Figura 5.9: Cambios en la diversidad paisajística de la comarca 1957-2001.....	175
Figura 5.10: La plana del Alt Empordà al noreste de Peralada. En el horizonte la sierra de Rodes..	177
Figura 5.11 Cambios en el tamaño medio (TM) de los parches según la clase paisajística, Plana 1957-2001.....	185
Figura 5.12: Índice del Vecino más Cercano (NNN) e Índice de Adyacencia (IJI), Plana 1957-2001.....	188
Figura 5.13. Dimensión fractal de los parches según la clase paisajística, Plana 1957-2001.....	194
Figura 5.14: Un matorral bajo, dominado por <i>Lavandula stoechas</i> en los sectores de suelos ácidos, se instala al poco tiempo del abandono de los cultivos.....	198
Figura 5.15: Diversidad paisajística de la Plana, 1957-2001.....	200
Figura 5.16: Cambios en la superficie ocupada por cada clase paisajística (%) en la unidad Terraprim.....	202
Figura 5.17: Tamaño medio (TM) de los parches en la unidad Terraprim, según clase paisajística 1957-2001.....	206
Figura 5.18: Índice del vecino más cercano (NNN) según clase paisajística, Terraprim.....	208
Figura 5.19: Índice de adyacencia (IJI) según clase paisajística, Terraprim.....	208
Figura 5.20: Dimensión Fractal (AWMPFD) de las clases paisajísticas, unidad Terraprim.....	211
Figura 5.21: Índice de diversidad paisajística de Shannon (SDI) e Índice de distribución y Abundancia de Shannon (SEI) para la unidad Terraprim.....	212
Figura 5.22: Cambios en la superficie de las clases paisajísticas de la unidad Cap de Creus.....	214
Figura 5.24: Transformaciones en el tamaño medio (TMP) de los parches según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001.....	216
Figura 5.25: Índice del vecino más cercano (NNN) según clase paisajística, unidad cap de Creus..	219
Figura 5.26: Índice de adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad cap de Creus.....	219
Figura 5.27: Dimensión fractal (AWMPFD) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001.....	223
Figura 5.28: Diversidad paisajística de la unidad cap de Creus.....	225
Figura 5.29: Superficie (%) según clase paisajística, unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	228
Figura 5.30: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	232
Figura 5.31: Índice del vecino más cercano (NNN) según unidad paisajística, Salines-Alberes 1957-2001.....	236
Figura 5.32: Cambios en el índice de adyacencia (IJI), unidad, Salines-Alberes.....	238
Figura 5.33: Dimensión fractal (AWMPFD) de las distintas clases paisajísticas, unidad Salines-Albera 1957-2001.....	240
Figura 5.34: Índice de diversidad de Shannon (SDI) e índice de abundancia de Shannon (SEI), Salines-Albera 1957-2001.....	241
Figura 5.35: Superficie (%) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	243
Figura 5.36: Tamaño medio de los parches (TMP), unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	245
Figura 5.37: Índice del vecino más cercano (NNN) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	249
Figura 5.38: Índice de adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	249
Figura 5.39: Dimensión fractal según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	250
Figura 5.40: Índice de diversidad paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà.....	252
 Capítulo 6	
Figura 6.1: Perfil de la vegetación de ribera del río Orlina a su paso por Peralada.....	263
Figura 6.2: Perfil de la vegetación de ribera del río Orlina entre Peralada y Rabós.....	264
Figura 6.3: Perfil de la vegetación del lecho del río Orlina en las inmediaciones de Rabós d'Empordà.....	266

Figura 6.4: Porcentajes de superficie cubierta según clase paisajística.....	284
Figura 6.5: Relación entre el número de parches y el tamaño medio, Piedras Blancas-Golfito.....	286

Capítulo 7

Figura 7.1: Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando diversidad de parche adyacente.....	306
Figura 7.2: Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando únicamente los cultivos herbáceos como parche adyacente.....	307

ÍNDICE DE MAPAS

Capítulo 4

Mapa 4.1: Situación geográfica de la comarca del Alt Empordà.....	98
Mapa 4.2: Fisiografía del Alt Empordà,	99
Mapa 4.3: Unidades de paisaje del Alt Empordà.....	101
Mapa 4.4: Geología del Alt Empordà.....	105
Mapa 4.5: Temperaturas medias anuales.....	104
Mapa 4.6: Temperaturas medias del mes de enero.....	112
Mapa 4.7: Temperaturas medias del mes de julio.....	112
Mapa 4.8: Precipitación media anual.....	113
Mapa 4.9: Municipios del Alt Empordà.....	129

Capítulo 5

Mapa 5.1: Usos y cubiertas del suelo 1957.....	anexo
Mapa 5.2: Usos y cubiertas del suelo 2001.....	anexo
Mapa 5.3: Cambios en los usos del suelo (1957-2001).....	anexo
Mapa 5.4: Cambios en los usos del suelo (1957-2001). Clasificación.....	anexo
Mapa 5.5: Cultivos y pastizales que cambian a otros usos y cubiertas (1957-2001).....	anexo
Mapa 5.6 Cultivos y pastizales que cambian a otros usos y cubiertas (1957-2001). Clasificación.....	anexo

Capítulo 6

Mapa 6.1 Usos y cubiertas del suelo de la Orlina 2001.....	anexo
Mapa 6.2 Red ecológica de la Orlina 2001.....	anexo
Mapa 6.3 Mapa de situación de Costa Rica.....	anexo
Mapa 6.4 Usos y cubiertas del suelo de Piedras Blancas y Golfito 2001.....	anexo
Mapa 6.5 Red ecológica de Piedras Blancas y Golfito 2001.....	anexo

ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo 4

Tabla 4.1: Temperaturas medias mensuales.....	110
Tabla 4.2: Precipitación media mensual.....	110

Capítulo 5

Tabla 5.1: Composición, superficie total y cantidad de parches, comarca 1957-2001.....	156
Tabla 5.2: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, comarca 1957-2001.....	162
Tabla 5.3: Tamaño mediano de los parches (TMP) según clase paisajística, comarca 1957-2001... 165	
Tabla 5.4: Índice del Vecino más cercano (NNN) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.....	168
Tabla 5.5: Índice de adyacencia (IJI) según la clase paisajística, comarca.....	170
Tabla 5.6: Dimensión fractal (AWMPFD) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001... 174	
Tabla 5.7: Matriz de cambios en las superficies ocupadas por las diferentes clases paisajísticas.. 178	
Tabla 5.8: Cambios en la superficie y el número total de parches según cada clase paisajística en la Plana, 1957-2001.....	180
Tabla 5.9: Cambios en el tamaño medio de los parches según la clase paisajística, Plana 1957-2001.....	185

Tabla 5.10: Índice del Vecino más Cercano (NNN) e Índice de distribución de adyacencia (IJI) según clase paisajística, Plana 1957-2001.....	187
Tabla 5.11: Dimensión fractal (AWMPFD) según la clase paisajística, Plana.....	194
Tabla 5.12: Superficie ocupada según las clase paisajística en la unidad Terraprimis 1957-2001.....	202
Tabla 5.13: Tamaño medio y mediano de los parches según clase paisajística, Terraprimis 1957-2001.....	206
Tabla 5.14: Valores de los índices del vecino más cercano (NNN) y de adyacencia (IJI) por clases, Terraprimis 1957-2001.....	208
Tabla 5.15: Dimensión fractal (AWMPFD) de las clases paisajísticas, unidad Terraprimis.....	211
Tabla 5.16: Cambios en la superficie y número de parches según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001.....	214
Tabla 5.17: Transformaciones en el tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001.....	216
Tabla 5.18: Índice del vecino más cercano (NNN) e Índice de Adyacencia (IJI) de las clases paisajísticas, unidad cap de Creus 1957-2001.....	218
Tabla 5.19: Dimensión fractal (AWMPFD) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001.....	223
Tabla 5.20: Transformaciones en las superficies y el número de parches de las diferentes clases de la unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	229
Tabla 5.21: Tamaño medio, desviación estándar, covarianza y mediana de los parches, unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	232
Tabla 5.22: Índice del vecino más cercano (NNN) y de adyacencia (IJI), unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	236
Tabla 5.23: Dimensión fractal de las distintas clases paisajísticas, unidad Salines-Alberes 1957-2001.....	240
Tabla 5.24: Cambios en la superficie de las clases paisajísticas de la unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	243
Tabla 5.25: Tamaño medio, covarianza y desviación estándar de los parches de la unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	245
Tabla 5.26: Valores del Índice del Vecino más Cercano (NNN) y el Índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà.....	248
Tabla 5.27: Dimensión fractal de los parches según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001.....	250

Capítulo 6

Tabla 6.1: Superficie, tamaño medio (TM) y mediana.....	265
Tabla 6.2: Dimensión fractal (AWMPFD) e índice del vecino más cercano (NNN).....	267
Tabla 6.3: Estructura paisajística de la red ecológica.....	268
Tabla 6.4: Atributos de los hábitats naturales presentes en la Orlina.....	269
Tabla 6.5: Porcentajes de superficie cubierta según clase paisajística.....	284
Tabla 6.6: Relación entre el número de parches y el tamaño medio, Piedras Blancas-Golfito.....	286
Tabla 6.7: Dimensión fractal (AWMPFD) y distancia al vecino más cercano (NNN).....	288
Tabla 6.8: Elementos de la red ecológica de Piedras Blancas/Golfito.....	290

Capítulo 7

Tabla 7.1: Características estructurales de los parches de vegetación arbórea con tamaños superiores a 100 ha.....	302
Tabla 7.2: Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando diversidad de parche adyacente.....	306
Tabla 7.3: Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando únicamente los cultivos herbáceos como parche adyacente.....	307

PRESENTACIÓN

Motivaciones personales y científicas

Las redes, de todo tipo, son definitivamente las que mueven el mundo, particularmente las redes de información son realmente fascinantes. Gracias a una de esas redes vine precisamente a Girona. Una experiencia personal excelente. Después de haber realizado una maestría en conservación de suelos en la Universidad del Estado de Ohio regresé a mi país, Costa Rica, y comencé a trabajar en docencia e investigación en la Universidad Nacional (UNA). Cuatro años más tarde, decidí que quería hacer estudios de Doctorado en España en Ordenamiento Territorial. Conversando con mi amigo Omar Arrieta, en ese entonces director de la Escuela de Geografía de la UNA, me comentó que la Universidad de Girona tenía un programa de doctorado en Ordenamiento Territorial y medio ambiente. ¿Cómo se enteró? Primero a través de Dr. Saurí que fue su compañero de estudios en una maestría en Estados Unidos, después viajó a Girona como profesor visitante y conoció del Programa. Sus referencias y mis orientaciones en esta temática, hicieron que tomara la decisión de venir a la UdG. Una decisión que me alegra haber tomado pues a través de las asignaturas y del proceso de investigación que ahora culmina, he logrado adquirir nuevos e importantes conocimientos que me han servido en mi trabajo docente e investigativo.

Esta tesis doctoral se enmarca dentro de la línea de investigación de cambios en la estructura del paisaje que ha venido realizando el Departamento de Geografía de la Universitat de Girona desde el año 1997 a través de la coordinación del Dr. Josep Pintó. Investigación que se ha ampliado a las zonas litorales de Cataluña en conjunto con la Universidad de Barcelona, bajo la dirección del Dr. Josep M. Panareda.

Por otro lado, la elección de la comarca del Alt Empordà como área de estudio obedece fundamentalmente a que en el momento de definir el área (1998), este

mismo Departamento de Geografía de la UdG, conjuntamente con la Universidad Autónoma de Barcelona, participaban en un proyecto denominado “Cambios en los usos del suelo y dinámica socioambiental en el Alt Empordà” dentro del marco del programa internacional Land Use/Land Cover Change (LUCC). De esta manera se valoró la posibilidad de hacer una pequeña contribución al diagnóstico de la situación ambiental que ha experimentado esta comarca catalana en la segunda mitad del siglo XX, a través de un enfoque teórico-metodológico que está teniendo mucha aceptación entre geógrafos estudiosos del paisaje preocupados por la situación ambiental de los ecosistemas y de los territorios en general, el enfoque de la ecología del paisaje.

Agradecimientos

La finalización de este trabajo de investigación no hubiese sido posible sin la ayuda y el soporte técnico, económico y humano de varias personas e instituciones a las que quisiera dejar patente mi más sincero agradecimiento. En primer lugar, quiero agradecer profundamente el apoyo logístico pero sobre todo moral del director de esta tesis el Dr. Josep Pintó i Fusalba. Gracias por haber compartido sus conocimientos, gracias por sus acertadas correcciones y recomendaciones, gracias por su infinita paciencia y su gran calidad humana.

Quisiera agradecer a mi compañera de doctorado Montse Ventura por su ayuda desinteresada, por haberme brindado bases de datos que tanto trabajo y dedicación le costaron, gracias por su apoyo constante.

Mi agradecimiento también a Joan Fontanet, Jordi Pons y Xevi Ramon, la “colla” del laboratorio de análisis y gestión del paisaje (LAGP), por su inmediata ayuda cuando lo necesitaba. Gracias especialmente a Joan por su contribución en la elaboración del material gráfico de la Tesis y por su disponibilidad pero sobre todo por la gran calidad humana que posee.

A Carolina Martí por su jovialidad, espontaneidad y ese entusiasmo que me ha transmitido al darme apoyo moral para que continuara, para que continuáramos hasta terminar nuestras investigaciones.

A todos los profesores del Departamento de Geografía de la UdG, por mostrar siempre un interés en saber como iba avanzando el proyecto de tesis, y por su colaboración con artículos u otro tipo de información que en su momento solicité.

Gracias a Chantal y Esther, las secretarias administrativas del Departamento porque siempre estaban allí con sus dulces sonrisas y sus atentas ayudas.

A Obdulia, por contribuir para que mi estancia en Girona fuese una experiencia agradable. A Judit por su gran apoyo y colaboración.

También quiero agradecer profundamente a mis amigos y compañeros de trabajo en La Universidad Nacional de Costa Rica: Soma, Dionisio, Omar , por su confianza y su apoyo incondicional no solo para poder concluir este trabajo, sino para venir a Girona a realizar mis estudios de doctorado.

A mi hermana Lorena y a mi amiga Lizbeth por su apoyo logístico y moral.

A mi amiga Diana, por haber entendido mi aislamiento mientras terminaba de escribir la tesis.

Para terminar quisiera agradecer a las instituciones que han contribuido para que esta tesis haya sido posible. En primer lugar quiero dar las gracias a la Dirección de la Escuela de Ciencias Geográficas, a la Decanatura de la Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar y a la Junta de Becas de la Universidad Nacional por su apoyo logístico y económico. También mi más sincero agradecimiento a la Agencia de Cooperación Española por haberme otorgado la beca para realizar los estudios de doctorado. Asimismo, un agradecimiento profundo al Dr, Carlos Morera Beita, actual director de la Escuela de Geografía de la Universidad Nacional ,por sus gestiones para llevar a buen término esta investigación.

Gracias especiales a Raquel Solà por su paciencia y sus oportunas gestiones administrativas. Gracias también por su afecto.

Finalmente, quiero agradecer a mi hija Sofía por entender mi ausencia durante tantos días.

I. INTRODUCCIÓN

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Planteamiento de la investigación

La caracterización de la estructura paisajística y las tendencias evolutivas de los patrones espaciales del paisaje es un tema de gran importancia para el ordenamiento territorial y la gestión ambiental, especialmente por su vinculación con la biodiversidad. La caracterización temporal de los elementos o unidades que constituyen el mosaico paisajístico (matriz, parches, ecotonos, corredores) permite identificar dos procesos ecológicos de signo contrario, ambos con repercusiones ambientales: la fragmentación del paisaje y de los hábitats naturales por un lado, y los procesos de homogeneización paisajística por otro.

El proceso de fragmentación del paisaje vegetal, particularmente la fragmentación de las grandes masas forestales, es considerado por muchos ecólogos como uno de los procesos que afectan más severamente la biodiversidad, particularmente en ambientes tan frágiles como los tropicales. Se considera que, cuanto más pequeños sean los parches o fragmentos de bosque, tanto más será la disminución en la densidad de población animal y el riesgo de extinción se verá incrementado. Fragmentación significa, para muchos ecólogos, un proceso similar al del aislamiento biogeográfico, en el cual y después de haberse producido la extinción local de alguna especie, la probabilidad de recolonización depende fuertemente de la distancia entre los fragmentos, de las particularidades del hábitat núcleo y de la calidad del hábitat que le rodea (Forman y Godron 1986). Por tanto, se considera que, la presencia de una estructura paisajística que contenga unos parches nodales de vegetación y una red ecológica constituida por corredores y hábitats de tipo borde o «edge» que den conexión física y funcional al territorio, ayuda a contrarrestar o restaurar la pérdida de biodiversidad.

Por otro lado, el proceso de homogeneización paisajística, inducido por procesos de reforestación o regeneración natural de la vegetación, es un proceso

poco estudiado. Sin embargo hay quienes sostienen que la homogeneización del paisaje genera efectos negativos para la diversidad de las especies, particularmente en paisajes altamente humanizados como en la región mediterránea.

Si bien, la composición y estructura del mosaico paisajístico están condicionadas por una combinación de elementos biofísicos y antropogénicos, el principal agente de configuración de los paisajes mediterráneos, han sido el usos y el manejo del suelo y de los recursos naturales llevado a cabo durante siglos por parte de los habitantes de dichos territorios (Baudry y Burel, 2002; García-Ruiz, 1988). De ahí que el paisaje mediterráneo es considerado un paisaje cultural, compuesto por un mosaico de pequeños parches de cultivos y bosques, caracterizado por un régimen estacional de perturbaciones naturales y culturales, incluidas la fragmentación del bosque, las cuales han mantenido por miles de años una gran variedad de plantas y animales y, en el que las actividades humanas, particularmente las rurales, han creado un mosaico paisajístico rico en condiciones locales (Van Droste et al 1995; Farina, 1998).

Algunos autores (García-Ruiz, 1990; Serrano *et al.*, 2000; Lasanta y Cuadrat, 2000; Camacho *et al.*, 2002; Queralt i Boldú, 1999; Vila, 2001) coinciden en que en casi toda la región mediterránea, el paisaje de montaña está pasando por una etapa de transición hacia la recuperación de un estadio de mayor naturalidad. Durante siglos, las actividades socioeconómicas transformaron paulatinamente la vegetación original alterando enormemente el paisaje durante las primeras fases de la explotación. Posteriormente mantuvo su estabilidad durante siglos con el aporte de mano de obra y energía. En el siglo XX, al cesar dicho aporte, cada paisaje pierde la estabilidad “artificial” y se activa una sucesión hacia el equilibrio primitivo, o sea el forestal. Sin embargo este proceso de transformación es muy lento, y conduce a una etapa de inestabilidad con estadios iniciales en los que se gana diversidad y otro estadio posterior que agrupa las unidades naturales, forma el bosque, y se pierde diversidad. Se señala así, una creciente homogeneidad paisajística, fruto del avance de la sucesión vegetal, esquematiza bien el dinamismo forestal.

Desde el punto de vista de la biodiversidad, González Bernáldez (1991) y Serrano *et al.* (2000) plantean que si bien la colonización boscosa y el incremen-

to de la homogeneidad, consecuencia de la recuperación de la vegetación original, a corto plazo está provocando pérdida de diversidad paisajística, si las condiciones se mantienen, a medio y largo plazo, el efecto se traducirá en una mayor calidad ecológica y un menor riesgo de incendio, lo que traerá consigo ventajas en forma de atractivo turístico, menor erosión, mayor calidad de las aguas, mejoras de los hábitats para la fauna, etc. Sin embargo, mientras no se alcance la estabilidad natural, se produce un tránsito paisajístico inestable muy negativo: la colonización por especies arbustivas y arbóreas generalistas y pirófitas hacen que el paisaje pierda su valor ambiental y económico, y se incrementa de forma importante el riesgo de sufrir un incendio forestal, lo que detendría el proceso de sucesión, reactivaría la erosión y retrasaría la llegada a una situación de homogeneidad natural.

Este proceso de homogeneización paisajística, supone además la pérdida de espacios cuyo valor cultural, histórico, económico y ecológico es muy importante. No obstante a largo plazo, el proceso de homogeneización del paisaje, a través de la matorralización de los antiguos campos de cultivo implica la disminución de las tasas de erosión y la mejora de la calidad del agua que llega a los ríos (Lasanta y García-Ruiz 1999), Serrano (2000).

El estudio de los procesos de fragmentación u homogeneización del paisaje vegetal, y del mosaico paisajístico en su conjunto pueden ser evaluados a través del análisis de la estructura paisajística; un paso previo para estudiar procesos biológicos, ecológicos y de gestión de espacios naturales y culturales, particularmente en territorios tan complejos y diversos como el de la comarca mediterránea del Alt Empordà.

La identificación de los cambios espacio-temporales de la estructura del paisaje hacia la homogeneización o fragmentación del mosaico paisajístico durante la segunda mitad del siglo XX (1957 a 2001) se ha realizado a escala comarcal y a escala de unidad paisajística; se han identificado 5 unidades geomorfológicas: La Plana que incluye la zona litoral, el Cap de Creus, los Terraprims, la Garrotxa Alt Empordanesa, y la unidad Salines-Albera.

El análisis de la estructura paisajística de las diferentes unidades se ha realizado a través de indicadores de composición y de estructura para cada una de

clases paisajísticas o tipos de parches identificados a partir de los mapas de usos y cubiertas del suelo. Los indicadores de estructura han permitido caracterizar y analizar las transformaciones en el tamaño, la forma y el arreglo espacial de los parches para cada una de las clases que configuran el mosaico paisajístico. Además, a escala de toda la unidad, se analizaron las tendencias respecto a la diversidad y abundancia. Para el proceso de cálculo y análisis espacial se han empleado los sistemas de información geográfica (SIGs), así como algunas extensiones del ArcView 3.3 y el programa Patch Analyst 1.2. La información cartográfica se elaboró a partir de ortofotomapas digitales, fotografías aéreas, así como de fuentes secundarias.

Más allá del análisis de la estructura del paisaje, se intentó realizar una aplicación del enfoque de la ecología del paisaje al ordenamiento territorial, mediante la elaboración de una propuesta de diseño de un corredor biológico, en un espacio cuya estructura paisajística natural ha sido totalmente transformada durante siglos por las actividades humanas, un paisaje cultural en el que la matriz es totalmente agrícola, y donde pequeños parches de matorral - remanentes de vegetación arbórea o plantaciones-, espacios construidos, y la red de carreteras constituyen piezas de este entramado paisajístico localizado entre tres áreas PEIN: el Parque Natural del s Aiguamolls, el Cap de Creus y la Albera. ¿Qué los une entonces? Una red ecológica en la que la vegetación de ribera es el elemento natural que da conectividad física y funcional a estas áreas protegidas. Esta experiencia de diseño de un corredor en un ambiente mediterráneo, se intentó aplicar igualmente en un ambiente tropical, cuyo paisaje, menos alterado, presenta asimismo una estructura que ha sido moldeada por fuerzas biofísicas y humanas.

Finalmente, se ha querido evaluar el efecto de escala en la identificación de hábitats tipo borde o *edge*, es decir ambientes de transición, a través de mapas de usos y cubiertas de suelo a escala comarcal, así como evaluaciones *in situ*, a través de inventarios fitosociológicos que permitan evaluar la riqueza florística en un ambiente *edge*.

II. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA

II. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA

2.1. Objetivos

Como se ha descrito en el punto 1.1 esta investigación se planteó la posibilidad de aplicar el cuerpo teórico y metodológico de la Ecología del Paisaje a los cambios sufridos en la estructura del paisaje a lo largo del tiempo. Por tanto se formuló un primer objetivo general de la manera que sigue:

2.1.1. Objetivo general

2.1.1.1. Evaluar la aplicabilidad del enfoque teórico y metodológico de la Ecología del Paisaje al análisis de los cambios espacio-temporales, ocurridos en un paisaje mediterráneo altamente humanizado como el de la comarca de l'Alt Empordà.

Este objetivo general se desglosó en tres aspectos individuales a investigar que se concretaron como objetivos específicos:

2.1.2. Objetivos específicos

2.1.2.1. Analizar los cambios ocurridos en la estructura del paisaje de la comarca del Alt Empordà durante el período 1957-2001 a través de distintos indicadores desarrollados por la Ecología del Paisaje.

2.1.2.2. Aplicar el concepto de red ecológica en la elaboración de una propuesta de corredor biológico entre dos espacios naturales protegidos de la comarca de l'Alt Empordà y comparar su problemática con la existente en el trópico húmedo.

2.1.2.3. Analizar el efecto de escala en la conceptualización de la estructura y de la riqueza florística de los hábitats de tipo borde (edge habitats) de la comarca del Alt Empordà.

Cada uno de estos objetivos específicos se ha desglosado a su vez en unos objetivos de investigación, y en el caso del capítulo 5 en unas hipótesis de trabajo asociadas, que se explicitan al inicio de cada uno de los capítulos de resultados (cap. 5, 6 y 7).

2.2. Marco Metodológico General

A continuación se detalla el marco metodológico correspondiente a los tres objetivos específicos expuestos en el punto anterior. Al inicio de cada capítulo de resultados (cap. 5, 6 y 7) se expone la metodología específica seguida en cada caso.

2.2.1. Análisis de los cambios en la estructura del paisaje del Alt Empordà. 1957-2001

El proceso de trabajo se ha basado en el desarrollo de una base de datos espacial de tipo vectorial, implementada en un Sistema de Información Geográfica (Arcview 3.3), a partir de la elaboración de mapas de usos y cubiertas del suelo de los años 1957 y 2001. En el caso del mapa de usos y cubiertas del suelo de 1957, su elaboración está basada en la digitalización de las fotografías aéreas del vuelo americano 1956-1957 a escala 1: 33 000, las cuales previamente se georreferenciaron y ortorrectificaron mediante el programa ERDAS. Respecto al mapa de usos y cubiertas del suelo del 2001, este se realizó a partir del ortofotomapa del Institut Cartografic de Catalunya (ICC) del año 2001, a escala 1:25 000.

Previo a la digitalización se determinaron una serie de categorías a representar siguiendo criterios paisajísticos de estructura visual de los usos y cubiertas del suelo observables a escala 1:25 000 para toda la comarca del Alt Empordà. Se identificaron y representaron los siguientes usos y cubiertas del suelo:

vegetación arbórea, matorral, paisaje de ribera, cultivos/pastizales, prados o pastizales de altura, lagunas, «closes», marismas y lagunas costeras, espacio construido y red vial.

La caracterización de la estructura del paisaje, tanto en 1957 como en el 2001, se realizó mediante el cálculo de índices de tamaño, forma, y patrón espacial y diversidad paisajística, de cada uno de los usos o cubiertas del suelo representados, y denominados en esta investigación clases paisajísticas. La caracterización de la estructura en ambos años, se realizó tanto a nivel comarcal como para las 5 unidades paisajísticas identificadas; la Plana, el Cap de Creus, los Terraprim, la Garrotxa del Alt Empordà y la unidad Salines-Albera.

Una vez caracterizada la estructura de cada unidad, se procedió a evaluar el cambio sucedido en dicha estructura entre 1957 y el 2001 mediante la comparación gráfica de los diferentes indicadores (forma, tamaño, etc). Asimismo se elaboró una matriz de cambios de usos y cubiertas del suelo mediante la técnica de sobreposición de mapas en un Sistema de Información Geográfica (Arc Map 8.2).

2.2.2. Identificación y propuesta de un corredor biológico que permita conectar espacios dotados de figuras de conservación ya establecidas.

El primer paso fue identificar un territorio que presentara dos características particulares. Primero que fuese un intermedio ubicado entre dos o más figuras de conservación. Segundo que ese territorio estuviese fuertemente alterado por las actividades humanas. Ya que la hipótesis era que aún en paisajes sumamente modificados por la acción humana, es posible identificar elementos naturales que dan conexión física y funcional al territorio y promover actuaciones tendientes a restaurar su calidad ambiental. Estos dos criterios de selección los cumplía la cuenca de la Orlina, ubicada entre las áreas PEIN de las Alberas, el Cap de Creus y los Aiguamolls de Empordà.

Una vez seleccionada el área, se elaboró el mapa vectorial de usos y cubiertas del suelo con base en los Ortofotomapas del ICC, del año 2001. Y debido al tamaño menor de este territorio en comparación con toda la comarca o inclusive con las unidades paisajísticas mencionadas en el apartado anterior, la representación de los usos y cubiertas del suelo se desarrolló a un nivel de detalle mayor, el cual además conllevó trabajo de campo que incluyó no solo la comprobación de los usos y cubiertas, sino la elaboración de inventarios de vegetación en diferentes sitios de la Cuenca.

Con base en el mapa de usos y cubiertas del suelo del 2001 se procedió a elaborar un análisis de la estructura del paisaje para fundamentalmente caracterizar el mosaico paisajístico. Posteriormente, se identificó la red ecológica física existente, los sitios más problemáticos y los de mayor potencial y diversidad dentro de la red y fuera de ella. Así como una propuesta de posibles actuaciones a desarrollar para mejorar la calidad de la red.

Posteriormente, se vio la posibilidad de comprar la aplicación de un procedimiento metodológico similar a un ambiente tropical, un ambiente señalado por muchos ecólogos como más vulnerable a los efectos de las actividades humanas. Se eligió así un territorio con características del trópico húmedo ubicado en Costa Rica, el cual igualmente ha experimentado cambios fuertes en el uso de la tierra, solo que esos cambios no han sido durante siglos, sino sobre todo durante el siglo XX. Se trata de una zona de amortiguamiento rodeado de un Parque Nacional; el Parque Nacional Piedras Blancas, ubicado en la Costa Pacífica.

2.2.3. Caracterización de hábitat borde en la comarca del Alt Empordà mediante un análisis escalar comparativo.

La metodología seguida ha consistido en identificar la localización de los hábitat de tipo borde (*edge habitats*) a escala comarcal, y luego realizar un análisis a escala de detalle, a través del índice de riqueza florística en las comunidades de alcornocal insertas en una matriz de cultivos.

III. MARCO TEÓRICO

III. MARCO TEÓRICO

El origen del término paisaje es antiguo, y las interpretaciones y enfoques metodológicos han evolucionado de manera paralela al desarrollo de la ciencia y el pensamiento filosófico occidental. La tendencia ha sido la búsqueda de una mayor precisión conceptual, metodológica y técnica. Sin embargo, 200 años después de que el término fuese empleado por primera vez, el concepto de paisaje sigue manteniendo un significado ambiguo, quizás porque el término está impregnado de subjetividad al ser esta la percepción del entorno por parte de los organismos, incluidos los seres humanos. A pesar de esta subjetividad -y quizá por ello mismo- su utilización es válida como marco de trabajo para el análisis del territorio y, particularmente de un aspecto importante del ordenamiento territorial y la gestión ambiental, como lo es la conservación y manejo de los ecosistemas naturales.

A continuación se hace una breve descripción de la evolución conceptual del término paisaje, de tradición geográfica pero ampliado y utilizado por la ecología del paisaje (*Landscape Ecology*), una rama de la ecología desarrollada con mayor fuerza a partir de los años 80, particularmente en los Estados Unidos.

3.1. Perspectiva geográfica del concepto de Paisaje

Tal y como señala Bolòs (1981) hace más de doscientos años, que la escuela alemana de geografía, introdujo el término paisaje (*landschaft*) como categoría de análisis espacial. Entendido paisaje como las formas de la superficie terrestre observadas desde un punto alto. Formas clasificadas según un cierto sentido de homogeneidad, señalando así paisajes geomorfológicos, rurales, urbanos, agrarios, de vegetación, etc.

Alexander von Humboldt, a finales del siglo XIX planteó, a través de sus estudios de geografía regional, la importancia de las relaciones entre los elementos en la configuración y dinámica del todo. Un todo, la región, controlado por fuerzas internas; un conjunto funcional definido como un 'organismo vivo', y el paisaje como "el carácter total de una región", la región como un todo homogéneo. La naturaleza (incluyendo a los seres humanos) se mantiene debido a un cambio continuo de formas y movimientos internos

Tanto Bolós (1992) como Martínez de Pisón (1998) coinciden en que los aportes de Humboldt al concepto del paisaje fueron las ideas de unidad, de globalidad, de evolución y de dinámica del paisaje, entendido este como las formas de la superficie terrestre, o región.

Posteriormente, el alemán J.Ch. Smuts incorporó la idea de paisaje como unidad integrada. El paisaje como producto de la integración -interrelación- de factores y elementos bióticos y abióticos dando como resultado una estructura jerárquica y una forma específica. Un ejemplo de esta integración jerárquica lo constituyen las formas de la superficie terrestre; las formas tiene como sustrato rocas, éstas a su vez están formadas por agregados minerales y éstos por átomos. Sin embargo las características de una roca, su estructura, no son deducibles a partir de las propiedades de los minerales que la integran. Lo que sugiere que el análisis de un mismo objeto debe ser abordado desde diferentes escalas o niveles de integración en función del objetivo del análisis. Las mismas consideraciones se pueden hacer para los elementos vivos, en los que se puede pasar del análisis de células al de los órganos, organismos, especies, comunidades, poblaciones y metapoblaciones. (Bolòs, 1992).

Dentro de este enfoque del paisaje integrado, se considera que la mayor de las unidades integradas es el conjunto global de la superficie de la tierra, y su nivel de integración más elevado es el paisaje, ya que como señala Bolós (1992), en él se integran todos los tipos de elementos existentes en la superficie de la Tierra.

Estas unidades integradas presentan una serie de características propias, tales como: 1) ser relativamente homogéneas interiormente y heterogéneas entre

ellas (cuanto más pequeñas mas homogéneas interiormente). Aspecto que permite establecer un sistema de clasificación o taxonomía, 2) son conjuntos discretos, es decir presentan una clara delimitación, si bien pueden hallarse repetidos en áreas diferentes como lo están, por ejemplo, las comunidades vegetales, las rocas o los tipos de cultivo, 3) presentan una estructura organizada jerárquicamente, la cual varía en el tiempo, 4) son unidades dinámicas caracterizadas por procesos de intercambio y transformación de la materia y energía entre los elementos paisajísticos (Martínez de Pisón, 1998; M. Bolós, 1992).

Todas las funciones, y también la fisonomía externa de las unidades integradas, varían a través del tiempo, a veces de forma cíclica (con el día, el año, etc.). Estas variaciones que se repiten periódicamente pueden considerarse como características estructurales propias de la unidad integrada.

Cada unidad integrada posee su propio desarrollo, es decir, presenta una evolución que le es propia y que le lleva a experimentar cambios en su misma estructura. Dispone además, como se ha dicho, de una dinámica característica con cambios reversibles, periódicos, que conducen a un cambio de estructura. (M. De Bolós, 1992).

Aplicaciones de este enfoque paisajístico utilizando el concepto de unidad y jerarquía, lo encontramos en los estudios de Pasarge, quien clasificó los paisajes según grandes zonas bioclimáticas: paisajes de bosque, de estepa, desiertos áridos, desiertos fríos.

Posteriormente, J. Schmithüsen, dio énfasis a la dimensión temporal del paisaje, e intenta diferenciar el concepto de paisaje (landschaft) del concepto de región (länder). Interesa definir las relaciones causales, es decir, aquello que se halla sometido a la norma, a las leyes generales, contrario a lo único y particular que caracteriza a una región. (Martínez de Pisón, 1998)

De acuerdo con Martínez de Pisón (1998), a principios de la segunda mitad del siglo XX (en los años 60 y 70), los estudios paisajísticos de Bertrand y de Sochava evolucionan de una geografía física global al concepto de paisaje como un rango del geosistema. El geosistema compuesto por tres niveles geotopológicos: el planetario, el regional, y el local o interior al paisaje. El paisaje

es un tipo de geosistema, una escala de espacio temporal, es "la unidad sistemática fundamental en la taxonomía de los geosistemas" o el geosistema de base", un rango con carácter nodal perteneciente al geosistema, entendido este como una categoría ecológica que constituye "un complejo de territorio natural" de diferentes escalas. A su vez el paisaje está compuesto por un sistema complejo de facies o geosistemas elementales. Se establecen dos escalas de tiempo: la evolución, en la que cambia la estructura, y la dinámica, en la que el cambio se produce dentro de una estructura. Establecen la morfología del paisaje a nivel topológico, es decir las leyes de la división territorial interna del paisaje (clasificación jerárquica, relaciones, distribución y arreglo espacial) y la diferenciación o división de los geosistemas y su integración o asociación. Para ello llevan a cabo una cartografía, una tipología según las estructuras morfológicas y una configuración morfológica, una cuantificación de los componentes internos.

En esta época, los estudios del paisaje continúan orientándose a las formas de la superficie terrestre, sin embargo se pasa del análisis descriptivo al análisis más cuantitativo, una 'morfometría' del paisaje.

Tricart hace un aporte importante al enfoque geosistémico de Sochava y Bertrand; la incorporación de la dimensión espacial al concepto de ecosistema y por tanto un aporte teórico a los cimientos de la ecología del paisaje moderna. Tricart señala que la ecología del paisaje es una "especialización de la ecología y propone la teledetección como técnica de análisis cualitativo previa al estudio sistémico en el sentido soviético, la cuantificación rigurosa. (Martínez de Pisón, 1998)

La posterior consideración del paisaje no como una mera morfología espacial sino como un complejo natural y como un producto histórico social, aportes hechos por la ecología y la economía regional, enriquece el enfoque teórico metodológico de los estudios del paisaje. . Se intentan establecer un concepto, una corología y unas leyes de los paisajes como articulación fundamental del espacio terrestre. (Martínez de Pisón, 1998)

En este mismo período de la segunda mitad del siglo XX, encontramos, con un enfoque siempre geosistémico pero dirigido a estudios más bien biogeográficos, el trabajo del alemán C. Troll (1939), citado como el precursor de la ecología del

paisaje (Forman y Godron, 1986; Burel y Baudry, 2002). Este biogeógrafo combinó dos disciplinas, la geografía y la ecología; relacionó la dimensión vertical, funcional, propia de la ecología (los procesos) con la dimensión horizontal (las estructuras espaciales) de tradición geográfica.

Troll (1971) distingue entre el aspecto fisionómico o formal del paisaje y el aspecto funcional o ecológico; el paisaje como una totalidad cambiante, producto de una interacción de factores abióticos y bióticos, un sector de la superficie terrestre que posee una configuración espacial determinada, compuesto de elementos, relaciones internas y externas, y enmarcado entre otros paisajes. Considera en su enfoque una corología y una jerarquía del paisaje; los paisajes se componen de 'células', cuyos elementos se encuentran fuertemente interrelacionados, integrados a estructuras espaciales más amplias. (Naveh y Lieberman, 1993; Forman y Godron, 1986; M. Antrop ,2000)

En la década de los 80, los geógrafos todavía definen y emplean el concepto de paisaje como la forma o aspecto visible del territorio, el paisaje definido como la forma, la estructura, que adoptan los hechos geográficos, tanto biofísicos como humanos, o la interrelación de ambos, sobre la superficie de la tierra. Este análisis del paisaje se ha visto enriquecido con la geografía de la percepción, se incorporan i las representaciones que de los paisajes tenemos, los significados que les otorgamos y los valores que les concedemos, de modo personal o colectivo. (Zoido Naranjo, 1989).

Para el geógrafo español, Martínez de Pisón (1998), el enfoque de Troll, si bien constituye un instrumento metodológico inductivo y riguroso en su aplicación, solo puede ser aplicable a paisajes vegetales, y no resuelve el problema de la plasmación de los elementos del paisaje ni la clasificación global de unidades paisajísticas. El enfoque interrelaciona rigurosa y adecuadamente los elementos biogeográficos y geomorfológicos del geosistema, y concibe el paisaje como la forma del geosistema, pero no resuelve el problema de la yuxtaposición de factores a la hora del análisis ni del problema de las relaciones del paisaje global, un geosistema global que incluya al hombre. No llega a la plasmación conceptual ni metodológica de unidad geográfica integradora, por cuanto existen leyes externas al geosistema natural, leyes socioeconómicas, por ejemplo, que no son in-

corporadas en el análisis. Este tipo de estudios se concentra sobre todo en el estudio de unidades concretas, que se materializan en un sistema de formas, en una estructura, perceptibles, visibles y cuantificables, posible de ser estudiado desde una perspectiva multiescalar. Originalmente, estas unidades estaban representadas y cartografiadas según su geoforma (relieves planos, de piedemonte, de montaña, etc.) y según criterios biogeográficos (tipos de vegetación en diferentes territorios, etc).

Sin embargo, otros autores como Burel y Baudry (2002), resaltan el rol que han jugado los geógrafos en la formulación de la ciencia del paisaje, particularmente entre 1939 y los años 70 cuando participaron más fuertemente en el estudio de las potencialidades ecológicas de grandes territorios (cartografía ecológica en Canadá, geosistemas en URSS). Los estudios ecológicos del paisaje dominados por los geógrafos se desarrollaron principalmente en los Países del Este, Canadá y Australia, vinculados sobre todo con la problemática de gestión de los recursos naturales.

De acuerdo con estos autores, de formación agronómica y ecológica, desde un punto de vista técnico, uno de los aportes claves de los geógrafos ha sido el desarrollo de representaciones cartográficas del paisaje, necesarias para "identificar, en un territorio dado, las unidades ecológicas y espaciales cuya ontología deriva de un cierto grado de homogeneidad relativo a uno o varios atributos del territorio (comunidades bióticas, tipo de suelo, forma del terreno, drenaje, etc.)." Estas unidades ecológicas expresadas espacialmente son denominadas ecotopos, y los ecotopos en un territorio dado, están articulados espacialmente, paisajísticamente.

Un aspecto importante que señalan Burel y Baudry (2002), es el aporte de los biogeógrafos al introducir el concepto de ecotopo, lo que permitió posteriormente inducir reflexiones teóricas y aplicaciones prácticas, tales como los inventarios regionales de tierra (Regional Land Surveys, CSIRO) en Australia en los años 50, las potencialidades ecológicas en la URSS o el inventario del capital natural en Canadá.

Estos inventarios regionales, como por ejemplo el canadiense elaborado entre 1970 y 1980, emplean el concepto de ecotopo (unidad ecológica y espacial) y

contemplaban varias fases de trabajo. En una primera fase se identifica el sistema ecológico: porción de territorio caracterizada por una combinación de elementos abióticos (topografía, geomorfología, suelos, etc.) y bióticos (vegetación) identificando así series edáficas y secuencias vegetales. Las fotografías aéreas constituyeron un instrumento valioso para identificar estas secuencias que finalmente configuraban las unidades paisajísticas posibles de cartografiar. La segunda fase de estos inventarios consistía en la clasificación ecológica a partir del análisis estadístico de las variables estudiadas (bióticas y abióticas) ubicando las unidades ecológicas dentro de una región ecológica. (Burel y Baudry, 2002).

En el caso de los estudios llevados a cabo en la Unión Soviética, estos utilizaron mayormente el concepto de geosistema en lugar del de ecotopo, sin embargo ambos enfoques emplean en su análisis la integración de los elementos abióticos y bióticos, e igualmente emplean la vegetación como el elemento integrador de las condiciones del medio. Y como señalan Burel y Baudry, (2002) sus estudios y su cartografía muestran las potencialidades de los territorios para diversos usos.

En los países desarrollados, posteriormente a los años 70, surgen una serie de cuestionamientos ambientales relacionados con los impactos negativos de los cambios en el uso de la tierra sobre los ecosistemas y el ambiente natural en general. La contaminación, la deforestación, la erosión, la desaparición de hábitats naturales, etc. contribuyen a que los investigadores, y los gestores de los recursos naturales orienten su trabajo tanto hacia las evaluaciones de los efectos ambientales de las actividades humanas como hacia la formulación de propuestas alternativas, ambientalmente sostenibles, de gestión de los recursos naturales. Es a partir de este momento, cuando toma gran importancia un elemento paisajístico que realmente integra espacialmente los componentes abióticos y bióticos del paisaje: los usos de la tierra, expresados visualmente en las cubiertas de la tierra. Los usos y coberturas del suelo son unidades espaciales visibles que han podido ser cuantificadas a escalas espacio-temporales diversas, lo que ha permitido, tal y como apunta Gómez Mendoza (1999) evaluar la evolución del paisaje.

Evidentemente, el avance práctico de estos estudios paisajísticos se ha dado con la ayuda del desarrollo del ordenador, así como de los sensores remotos,

particularmente las imágenes captadas por satélites, junto a los sistemas de información geográfica.

En los últimos 5 años, la mayoría de los estudios sobre cambios en la estructura del paisaje (Pérez González y García Rodríguez, 2003; García Romero, 1998; Antrop, 1993), han sido realizados considerando el uso y las cubiertas del suelo como un elemento espacial que permite evaluar parte de la estructura del mosaico paisajístico de un territorio determinado. El uso de la tierra, expresado, percibido, visualizado, a través de las cubiertas del suelo, constituye el elemento espacial que representa más directamente las interrelaciones naturaleza y sociedad. Los usos de la tierra no solo contemplan características biofísicas de los territorios (suelos, clima, topografía), sino que varían en el tiempo y el espacio de acuerdo con factores económicos, culturales, políticos, y tecnológicos.

Asimismo los geógrafos (Mas y Correa, 2000; Pintó y Martí, 2002; Vila, 2001; Antrop, 2000, Serrano y otros, 2000) han comenzado a introducir en su análisis del paisaje, las teorías, los métodos y las técnicas que ha desarrollado la escuela norteamericana de ecología del paisaje, y de la que se hará referencia en el siguiente apartado, para dar respuesta a problemas relacionados con la identificación y gestión de los espacios naturales y de los recursos naturales en general.

En términos generales, este nuevo enfoque desarrollado por la ecología del paisaje, una rama de la ecología que toma asimismo conceptos y técnicas propias de la geografía, sobre todo para el análisis estructural, mantiene como elemento de análisis de la estructura paisajística los usos y cobiertas de la tierra. Se incorporan además nuevos elementos y nuevos conceptos de análisis de la estructura paisajística, como son el concepto de parche en sustitución del concepto de ecotopo, de matriz paisajística, de corredor, de redes ecológicas, así como propiedades topológicas como la forma, el tamaño, el número y el arreglo espacial de los distintos parches relativos a los diferentes usos o cubiertas de la tierra.

Tal y como acota el biólogo J. Marull (2003), si consideramos que la naturaleza constituye un sistema no homogéneo, dinámico, multiescalar y organizado jerárquicamente, podremos estudiar su estado ambiental a partir de sus características estructurales, de sus características funcionales y su organización jerár-

quica, y emplear el análisis paisajístico como un modelo ecosistémico para estudiar el territorio, entendido este como un sistema complejo. El paisaje, como modelo ecosistémico, es conceptualizado como un sistema organizado en niveles jerárquicos de complejidad, dependientes de su escala espacio-temporal (O'Neill, 1989 en Marull, 2003).

3.2. Un acercamiento a la definición teórico-metodológica del concepto de paisaje desde la perspectiva de la ecología del paisaje.

La definición tradicional de ecología "como el estudio de las relaciones de los organismos con su medio ambiente inorgánico y orgánico" se vio ampliada por las aportaciones de Margalef (1974), quien consideró no sólo el proceso de adaptación de cada uno de los diferentes organismos a su medio, sino el análisis de los conjuntos formados por individuos de muchas especies. Estos conjuntos, niveles de organización, aparecen constituyendo 'sistemas'. Un sistema formado por organismos vivos constituye un 'ecosistema'. El ecosistema tal y como lo define Margalef, constituye un modelo teórico al margen del espacio / tiempo; no designa una unidad espacial o territorial concreta, sino solamente un nivel de organización, como los que definen el nivel de la célula, del órgano o del organismo.

El aporte y la incorporación de la dimensión espacial al estudio de los ecosistemas, lo realiza como hemos visto anteriormente, el biogeógrafo alemán C. Troll. Con Troll aparece por primera vez el concepto de geoeología, la base de un nuevo paradigma y un nuevo marco de trabajo de una ciencia transdisciplinaria moderna; el *landscape ecology* o ecología del paisaje.

Si bien, los estudios ecológicos dentro de este nuevo enfoque de trabajo continuaron desarrollándose en Europa durante todo el siglo XX, estos sufren una crisis debido a la Segunda Guerra Mundial. Sin embargo el enfoque resurge en Estados Unidos, con mayor fuerza en los últimos 30 años, donde han aparecido nuevos teóricos del *landscape ecology* como Forman, Smith y Turner. En Europa, encontramos teóricos como Naveh en Israel, Zonneveld en Holanda, Godron, Burel y Baudry en Francia, Farina en Italia y Antrop en Bélgica. Asimismo, el surgimiento de la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje, IALE, desde principios de los ochenta, ha constituido un foro permanente de discusio-

nes sobre aspectos teóricos, metodológicos y trabajos empíricos realizados en ambientes templados, mediterráneos, tropicales, de montaña, de litoral, etc.

El desarrollo teórico-metodológico de esta ciencia transdisciplinar se vio favorecida por el gran desarrollo tecnológico, particularmente por las mejoras significativas en los ordenadores, los sistemas de sensores remotos, y los sistemas de información geográfica. Asimismo, es en los últimos decenios del siglo XX que la humanidad comienza a tomar conciencia de la complejidad y vulnerabilidad de la naturaleza. Se populariza la problemática referente a la conservación de la naturaleza, y los estudios de paisaje adquieren importancia creciente. La ecología del paisaje hace nuevas aportaciones desde el punto de vista conceptual, metodológico y de gestión y manejo de los ecosistemas naturales.

Está claro que el concepto de paisaje y su marco de trabajo pueden abordarse desde varios puntos de vista, dependiendo de la disciplina de conocimiento utilizada. Sin embargo, si concebimos la naturaleza, y el territorio como un sistema, el modelo paisajístico de análisis territorial empleado por la ecología del paisaje, resulta de gran utilidad en la identificación y elaboración de propuestas de gestión de problemas ambientales.

Desde este enfoque, se puede señalar que, el concepto de paisaje utilizado por esta ciencia transdisciplinar, a través de sus máximos exponentes (Zonneveld, Naveh, Forman, Godron, Turner, Baudry, Burel, Farina, Antrop, Bastian) parten de la definición dada por C. Troll en la primera mitad del siglo XX. Concepto que se ha visto enriquecido con el desarrollo de nuevas teorías científicas, de técnicas y de un marco metodológico de trabajo.

Haciendo un recuento de las definiciones dadas por los teóricos de la ecología del paisaje, respecto al concepto de paisaje, encontramos que por ejemplo, Zonneveld (1979) define el paisaje como una entidad espacial de la superficie terrestre, constituida por un sistema complejo configurado a partir de la interacción de elementos bióticos, abióticos y la actividad humana, identificable por su aspecto fisionómico. Naveh (1982) por su lado señala que el paisaje es un referente de la totalidad, como entidad geográfica física y ecológica la cual integra todos los patrones y procesos naturales y humanos.

La definición de Forman y Godron (1986) considera que el paisaje es un área de tierra espacialmente heterogénea compuesta de un conjunto o grupo de ecosistemas que interactúan de manera similar a lo largo de ese territorio. O'Neill (1989) por su lado plantea que el paisaje debe ser estudiado como un sistema organizado en niveles jerárquicos de complejidad que dependerán de su escala espacio-temporal. Recientemente, Green *et al.* (1996) dan una definición más pragmática de paisaje, el paisaje es una configuración topográfica, con una cubierta vegetal, unos usos de la tierra y unos patrones de asentamiento, esta unidad no solo delimita sino que integra procesos naturales y actividades culturales.

En la misma línea de O'Neill, Farina (1998) define el paisaje como una entidad geográfica formada por un conjunto de unidades distribuidas en el espacio, las cuales están interrelacionadas por una serie de flujos (materia, energía, organismos, etc.) e información, horizontales entre unidades y verticales dentro de estas unidades. A una escala más grande, otros flujos conectan un paisaje con otros paisajes vecinos o alejados. Propiedades físicas como la medida, la forma y la distribución espacial de las diversas unidades son el resultado de los procesos funcionales que tienen lugar en el contexto paisajístico, y al mismo tiempo, condicionan estos procesos. Los paisajes concebidos como son sistemas "abiertos"; energía, materiales, y organismos se mueven dentro y fuera del paisaje, operando a escala amplia y global, actúan como inhibidores o como promulgadores de fenómenos que ocurren a escala micro o local, son la clave de los principios de la teoría jerárquica.

Por otro lado varios autores como Swanson y Sparks (1990), Magnuson (1990), Farina (1998), Wiens y Milne (1989) amplían el concepto de paisaje al señalar la importancia del contexto físico y funcional en el cual los procesos ecológicos y organismos relacionados tienen lugar a diferentes escalas espacio temporales. La escala entendida como una manera de percibir por parte de los seres vivos, incluyendo al ser humano, los procesos, las formas y los flujos en dicho sistema. Las poblaciones y las comunidades son entidades que tienen relaciones escalares con el paisaje. Esto significa que cada ser vivo tiene su propia percepción del paisaje, su propio escenario, en función de sus necesidades y de su propia naturaleza. En el caso de plantas y animales, en muchas ocasiones el hábitat

puede coincidir con la unidad paisajística. Por ejemplo, el paisaje percibido por los humanos es diferente en tamaño, de aquel percibido por un escarabajo. Así, para los humanos, el paisaje es un área amplia -comparada con el área biofísica del escarabajo- compuesta de un mosaico de parches, en los cuales reconocemos elementos físicos, biológicos y culturales.

En este sentido, hay tantos paisajes como percepciones por parte de organismos y procesos. Por tanto, tal y como apunta Farina (1998) el análisis escalar debe contemplar los procesos, las funciones y las percepciones de los organismos (incluidas las personas). Ya que generalmente la escala de análisis es definida por el observador, y las perturbaciones, sucesión, evolución, comunidad, ecosistema, hábitat, nicho, población, simbiosis, y competición se estudian utilizando la escala de percepción humana.

Así por ejemplo, desde la perspectiva de la conservación y manejo de vida silvestre, cuyo objetivo son los hábitats focales, el paisaje es un área que contiene un mosaico de parches, dentro del cual generalmente se haya un hábitat focal. Y dado que parches sólo pueden ser definidos con relación a la percepción de un organismo en particular, el tamaño o extensión territorial del paisaje diferirá entre los organismos (MacGarigal y Marks, 1995). De tal manera que no existe un tamaño absoluto para el paisaje, lo cual implica que no se debe definir una determinada escala de análisis, sino más bien estudiar la dimensión y escala espacio temporal del proceso o fenómeno que se quiere estudiar.

La importancia del contexto paisajístico, es abordada de manera más detallada por el geógrafo Marc Antrop (2000) al señalar que el término paisaje no solamente es usado como un concepto abstracto considerado desde una perspectiva holística, relativista y dinámica, sino referido a una realidad particular. Si bien el término como concepto abstracto no tiene fronteras, y se habla de escenarios, sistemas, estructuras, en su aplicación a estudios empíricos concretos, es posible distinguir, delimitar paisajes y analizar paisajes.

En este sentido, los paisajes pueden ser estudiados tipológicamente y/o corológicamente. En un sentido tipológico se pueden clasificar según el tipo de paisaje, por ejemplo bosque tropical de manglar, y en un sentido corológico,

bosque de manglar en un lugar particular, como una unidad espacial particular, con características y relaciones específicas con su entorno inmediato.

3.3. El paisaje como modelo ecosistémico para estudiar el territorio.

Tal y como apunta Marull (2000), "si consideramos el territorio como un sistema complejo, podemos escoger un modelo ecosistémico para estudiarlo", un modelo como el paisajístico que contiene elementos que caracterizan el territorio globalmente, de una forma integrada ofreciendo un aporte a la planificación territorial.

De acuerdo con este modelo, el paisaje se concibe como una unidad espacio temporal y funcional integrada por un conjunto de ecosistemas interrelacionados y repetible a lo largo de un determinado territorio (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997). Unidad que resulta de la interrelación de tres mecanismos: los procesos geomorfológicos específicos que operan a lo largo de cierto período de tiempo, colonización siguiendo unos patrones espaciales por parte de los organismos, y las perturbaciones - y adaptaciones - locales de ecosistemas individuales ocurridas en un período de tiempo corto.

De acuerdo con el modelo, la configuración del paisaje involucra tres aspectos fundamentales, su estructura o los patrones de distribución espacial de los diversos componentes, la función o los flujos entre los componentes del paisaje, y su evolución, cambio o alteración de la estructura y la función a lo largo del tiempo.

La estructura refleja las relaciones espaciales entre los distintos ecosistemas o 'elementos' actuales. Más específicamente la distribución de energía, materiales, y especies en relación con los tamaños, formas, cantidad, tipos, y configuración de los ecosistemas. La función se refiere a las interacciones entre los elementos espaciales, es decir, los flujos de energía, materiales, y especies entre los ecosistemas que lo componen, a la dinámica del paisaje. El cambio o evolución del paisaje se refiere a la alteración en la estructura y función del mosaico paisajístico a lo largo del tiempo (Forman y Godron, 1986).

Si bien la clasificación (tipológica y topológica) del paisaje tiene un objetivo operativo, no se debe olvidar que ésta sólo adquiere sentido si tiene una

funcionalidad individual, y si cada clase está ligada a procesos explícitos. El contexto y la escala de un proceso o movimiento de un organismo, es más importante que una clasificación teórica de unidades que no tienen un significado funcional. Por tanto, no es correcto emplear una clasificación "estándar" debido a que los procesos en los cuales se está interesado en investigar y describir, actúan a una escala específica. Las clasificaciones son útiles como paso previo al análisis de procesos y funciones.

A continuación se explican los tres aspectos que conforman el modelo de análisis paisajístico propio de la ecología del paisaje.

3.3.1. Estructura y organización del mosaico paisajístico

Forman y Godron (1986), dos de los primeros teóricos de la ecología del paisaje, señalan que el mosaico paisajístico como unidad territorial, está configurado y estructurado por unos elementos que denominan parches, por una matriz, y por los denominados corredores biológicos, todos ellos elementos observables y cartografiables. Así como cuantificables según unos atributos tales como el tamaño, la forma, la composición, el arreglo o distribución espacial (Forman y Godron, 1986).

Desde un punto de vista metodológico, estos elementos, particularmente los parches, son un concepto operativo al constituir unidades físicamente observables (por ejemplo un lago, un bosque, unos cultivos) o funcionalmente percibidos (en el caso de parches relacionados o percibidos por una especie animal específica) y cuantificables a través del cálculo de sus atributos estructurales: forma, dimensión, arreglo o grado de conexión, y mediante el análisis si cabe, de procesos como preferencia, permanencia, relación presa/depredador, migración, colonización, reproducción, movimiento o flujos de materia y energía, etcétera. (Turner, 1989, MacGarigal y Mark, 1995). Lo que implica que la cuantificación de la estructura del paisaje es un paso previo para el estudio posterior de las funciones y evoluciones del paisaje.

Los componentes del mosaico paisajístico están representados por parches individuales, de distintos usos o cubiertas del suelo, insertados en una matriz, el

Figura 3.1: Mosaico paisajístico con indicación de la matriz, parches y corredores.



Fuente: Ajuntamiento de Mollet del Vallès

elemento de cobertura dominante. El arreglo y distribución espacial de los parches, su calidad, la yuxtaposición y la proporción de los diferentes tipos de parches son elementos que influyen y modifican el comportamiento de las especies, las poblaciones y las comunidades animales. El tamaño y la forma son atributos importantes que influyen los flujos bióticos y abióticos. Los parches pueden presentar diferentes formas, tanto regulares como irregulares. Cuanto más irregular es la forma de un parche, mayor es el área borde (edge), lo cual tiene grandes implicaciones para la dispersión de las plantas y el movimiento de los animales (Forman y Godron, 1981; Forman, 1997).

Aportes más recientes provenientes de disciplinas más aplicadas, como la agronomía, ponen de manifiesto la importancia de la interrelación entre los aspectos abióticos del medio (clima, litología, pendiente, orientación, altitud, etc.) con la ocupación y los usos de la tierra. En este sentido Burel y Baudry (2002), definen el mosaico paisajístico como el producto de las interacciones entre los

componentes abióticos y los bióticos (vegetación espontánea), el uso y manejo de los suelos en un lugar particular. Además, señalan que no solamente el reconocimiento de unidades paisajísticas (diferentes tipos de paisajes) dependerá de la escala de análisis sino que la organización misma del mosaico paisajístico es escala-dependiente. Esta afirmación se refleja en un estudio llevado a cabo por ellos en Francia, donde trabajaron con parcelas de ocupación de distintos tamaños y las relacionaron con aspectos físico-geográficos. Los resultados mostraron que en parcelas mayores a 60 ha, los factores del medio, en particular la relación pendiente/meseta, fueron los factores más importantes de organización de los paisajes.

A continuación se describen más en detalle los elementos del mosaico paisajístico, los cuales constituyen las unidades mínimas de análisis del modelo paisajístico.

Figura 3.2: Paisaje de los alrededores de Figueres en el que se observa una matriz de tipo agrícola



Fuente: Elaboración propia

3.3.1.1. *La matriz paisajística*

La matriz constituye el elemento englobante del paisaje, en el sentido de poseer mayor conexión entre los demás elementos del mosaico paisajístico, por tanto, tiene un papel dominante en el funcionamiento del mismo. Por ejemplo, en un área extensa y continua de bosque maduro en la que se encuentran pequeños y numerosos parches perturbados (parches de aprovechamiento maderero por ejemplo), el bosque maduro constituye el elemento matriz por ser el más extenso en términos de área, más conectado, y ejerce una influencia dominante sobre la flora y fauna, y sobre los procesos ecológicos.

En la mayoría de los paisajes la matriz es obvia para el investigador o planificador. Sin embargo, en algunos paisajes, o en cierto momento (dimensión temporal) de la trayectoria del paisaje, el elemento matriz no es perceptible. Inclusive, podría no ser apropiado considerar cualquier elemento como la matriz. Además, la designación del elemento matriz es ampliamente dependiente del fenómeno bajo consideración. Por ejemplo, en el estudio de procesos geomorfológicos, el sustrato geológico podría servir para definir la matriz y los parches; mientras, en el estudio de población de vertebrados, la estructura de la vegetación podría servir para definir la matriz y los parches.

La matriz es asimismo escala dependiente. Por ejemplo, a una escala detallada, el bosque maduro podría ser la matriz con parches perturbados dentro de ésta; mientras que a escala más general, la tierra agrícola podría ser la matriz, y el bosque maduro un parche inmerso en ella (MacGarigal y Mark, 1995). Sin embargo, en la mayoría de los casos, la matriz paisajística es una unidad de estudio tangible.

A escala planetaria, las matrices están vinculadas con los ambientes de macroregiones climáticas o biogeográficas, así por ejemplo se habla de que los ambientes tropicales poseen una matriz de menor resiliencia que la matriz de ambientes mediterráneos. (Forman y Godron, 1986; Farina, 1998)

Farina (1998) señala que en ambientes mediterráneos, caracterizados por un alto grado de heterogeneidad y por la presencia de muchos y pequeños fragmentos paisajísticos, la matriz, y específicamente los flujos en la matriz, no son

simplemente el soporte de los parches sino que ésta cumple una función más importante que los fragmentos mismos, ya que son estos flujos de la matriz los que brindan conexión y, son las características intrínsecas de la matriz paisajística las que aportan un carácter de resistencia o fragilidad al sistema ambiental. Lo anterior quiere decir que aún cuando tipológica y topológicamente no se pudiese identificar y cuantificar una clase dominante, esto no significa que no exista una matriz. La matriz es el contexto geográfico (físico y cultural) del mosaico paisajístico, por tanto fragmentado u homogéneo, existe una matriz paisajística (mediterránea, tropical, etc.).

Muchas especies mediterráneas son altamente resistentes a los procesos de fragmentación del paisaje vegetal, precisamente porque la matriz mediterránea es ambientalmente resistente, sobre todo a los cambios de origen antropogénico, ya que los factores de mitigación de la matriz son más importantes que los factores de fragilidad. (Rosenberg *et al.*, 1997; Farina, 1998).

En ambientes más frágiles como los tropicales, los espacios abiertos, y los campos agrícolas son en la mayoría de los casos considerados un entorno hostil para la mayoría de poblaciones y comunidades de especies silvestres.

3.3.1.2. Los parches como unidades mínimas del modelo paisajístico

Un parche es considerado la unidad elemental de un mosaico paisajístico, y puede estar compuesto por ejemplo por unos pocos milímetros de suelo rocoso cubierto por briofitas o por el contrario por miles de hectáreas de bosque de pinos (McGarigal y Marks, 1995). El conjunto de los parches crea un mosaico, considerado un atributo descriptivo del paisaje.

Para la ecología del paisaje, los parches constituyen la unidad espacial mínima del paisaje, con atributos tanto estructurales como funcionales. Observable y delimitable a través de la fotografía aérea, las imágenes de satélite o directamente en el campo. Estos elementos del mosaico paisajístico están constituidos por un núcleo o espacio funcional interior y por un hábitat borde ('edge'), referido a la zona de transición y de contrastes ambientales en el borde del parche. Tal como en el caso de la matriz, la clasificación y representación de los hábitats borde es escala dependiente. A una escala

Figura 3.3: Mosaico paisajístico, tipos de parches



Fuente: Elaboración propia

detallada podría la zona edge es diferente de una escala más pequeña en la que además se cubra un amplio territorio.

A diferencia de las unidades mínimas de análisis del paisaje empleadas por Troll y por los biogeógrafos hasta los años 80, denominadas ecotopos, los ecólogos del paisaje emplean el concepto de parche, el cual tiene un carácter más práctico. La diferencia fundamental entre estos dos conceptos, es que un parche puede contener uno o varios ecotopos, es decir varias unidades definidas por gradientes como el microrelieve o el tipo de suelo, o una asociación vegetal particular. El parche y el ecotopo también podrían coincidir, todo depende de la escala de análisis. En todo caso, lo más usual para definir los parches es el uso y la cubierta del suelo. La tipología y la topología dependen de los objetivos de la investigación.

Para MacGarigal y Marck (1995), los parches representan áreas relativamente discretas (áreas definidas) o períodos (dominio temporal) de condiciones am-

bientales relativamente homogéneas en las que las fronteras entre los parches se distinguen por uno o varios de los criterios siguientes: 1) presentar discontinuidades de carácter ambiental con respecto a su entorno , 2) magnitudes percibidas o relevantes para los organismos, 3) procesos ecológicos bajo consideración del investigador, por ejemplo transformaciones en los usos y cubiertas del suelo.

Los parches son dinámicos y ocurren en una variedad espacial y temporal de escalas dependiendo del organismo y de la percepción de la persona o personas que realizan la investigación. Un parche en una determinada escala, tiene una estructura interna que es el reflejo de la estructura de los parches a escala mas detallada, y el mosaico paisajístico conteniendo ese parche tiene una estructura que es determinada por la estructura de parches a una escala más amplia. (MacGarigal y Marcks, 1995)

En términos prácticos, las fronteras entre parches son delimitaciones artificiales y solamente adquieren un significado cuando hacen referencia a una escala en particular. Por ejemplo, aun en fronteras relativamente discretas entre superficies acuáticas y superficies terrestres, el gradiente se torna más y más continuo conforme el análisis se vuelve más detallado. Sin embargo, la mayoría de dimensiones ambientales poseen uno o más dominios escalares en los cuales los parches espacio-temporales pueden ser tratados como unidades funcionales homogéneas; a escalas intermedias las dimensiones ambientales se muestran más como gradientes de variaciones continuas. Así, al moverse en el análisis desde una resolución fina o detallada a una resolución más general o amplia, la definición operativa de los parches podría ser distinta en algunas escalas (los dominios escalares) pero no en otras (MacGarigal y Marks, 1995).

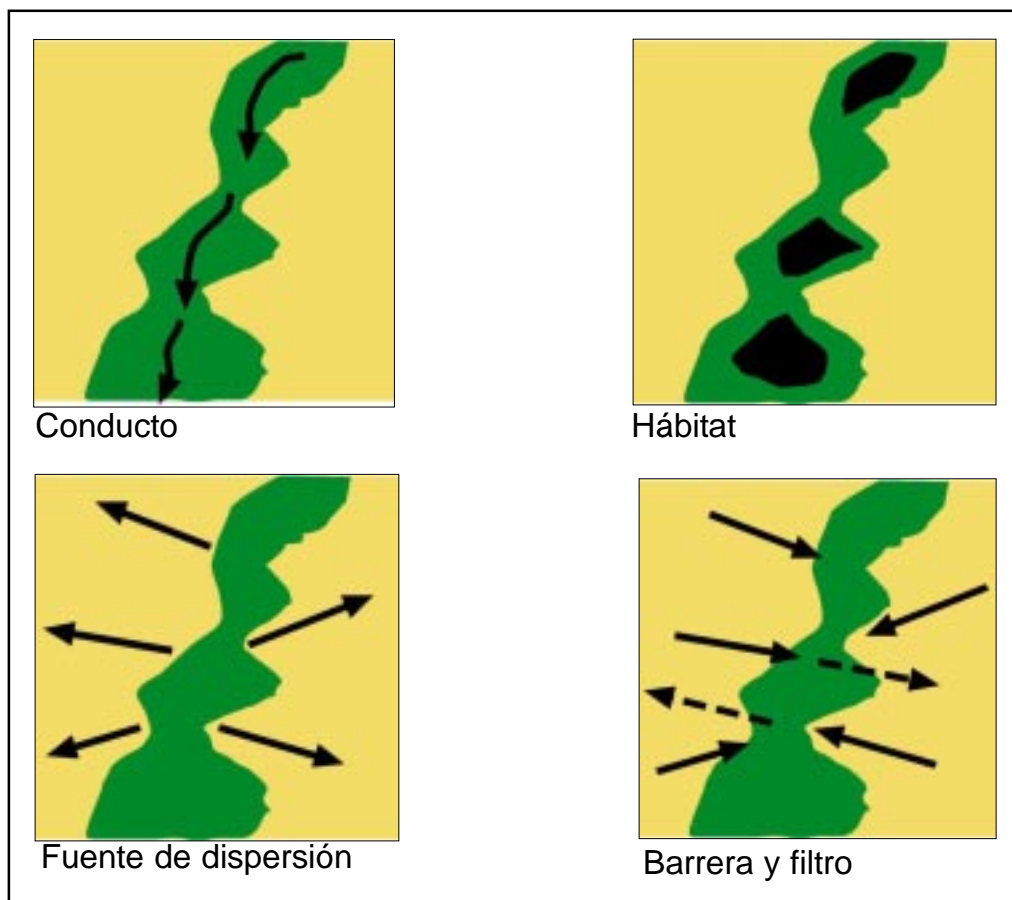
Los parches también pueden ser definidos según los diferentes procesos o los diferentes niveles de procesos (parche funcional) que en ellos ocurra. Por ejemplo, los ecólogos del comportamiento animal definen parches a los sitios donde los animales se alimentan. Los atributos efímeros de tales parches dependen del estado fisiológico de la especie. Por ejemplo, muchas especies pasan más tiempo residiendo en un parche determinado cuando tienen hambre que cuando están saciados (Farina, 1998).

Algunas de las características o atributos estructurales de los parches son su tamaño, su forma, su arreglo espacial, su abundancia, su calidad ambiental, atributos que tienen una dimensión espacial y temporal específica. Algunos de sus atributos funcionales son su capacidad de resistencia al cambio y su capacidad de adaptación ambiental (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997).

3.3.1.3. Definición de corredores biológicos y su importancia en la ordenación del territorio.

El aislamiento de los parches de bosque crea problemas de difusión de organismos y reduce la capacidad de supervivencia cuando estos son pocos en número. De allí la importancia que adquieren los corredores biológicos como elemento paisajístico que permite la conectividad o conexión funcional y la conectancia o conexión física.

Figura 3.4: Funciones de los corredores



Fuente: Elaboración propia a partir de Smith y Hellmund (1993)

Varios autores (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997; Burel y Baudry, 2002; Farina, 1998) definen los corredores como aquellos "elementos lineales del paisaje cuya fisionomía difiere del ambiente circundante; pueden ser naturales (ríos, crestas, pasos de animales, bosques de ribera) o culturales (carreteras, líneas de alta tensión, setos vivos entre campos de cultivos). En la mayoría de los casos se organizan en redes, confiriéndoles su linealidad un papel particular en la circulación de los flujos de materia energía, especies e información

Los corredores se diferencian de la matriz a ambos lados y usualmente están conectados a un parche cuya vegetación es de alguna manera similar. Así por ejemplo, una hilera de setos vivos puede estar completamente rodeada por un área abierta, pero lo más común es que esté conectada a un área forestal, al menos por un extremo. De manera similar, las franjas dejadas por las líneas de alta tensión generan corredores que conectan espacios abiertos, así como las carreteras o autopistas conectan áreas construidas (Forman y Godron, 1986)

La configuración de la red ecológica, entendida ésta como el sistema constituido por nodos y corredores que permiten el flujo e intercambio de materia, energía e información en la matriz paisajística, afecta de manera contrastada a estos flujos e intercambios. Sirve como conducto o como filtro o barrera al movimiento de la mayoría de especies animales, plantas, sedimentos y agua a lo largo del paisaje (Burel y Baudry, 2002; Forman y Godron, 1986).

Los corredores tienen unos atributos que controlan la funcionalidad de la red, tales como la anchura, la conexión física, la curvilinearidad, el carácter de barreras y el de nodo. Los corredores de ribera tienen gran importancia ecológica dada su función en el control de agua y de nutrientes del suelo respecto a un paisaje específico. (Forman y Godron; 1986)

Los corredores presentan una función dual en la estructura del paisaje ya que dividen pero al mismo tiempo conectan el paisaje (Forman, 1997), conformando de alguna manera una red que une los mosaicos paisajísticos adquiriendo así una función ecológica importante. En este sentido, Farina (1998), señala que los corredores al ser estructuras funcionales del paisaje, su gestión ambiental debe hacerse de manera cuidadosa, ya que si por un lado permiten mitigar los efectos

de la fragmentación por el contrario pueden ser un puente de penetración de especies foráneas.

A pesar de la gran controversia conceptual y operativa que existe en torno a la definición de los corredores, a estas estructuras se les reconocen algunas funciones específicas. Forman (1995) les atribuye cinco funciones principales: 1) constituyen hábitat de ciertas especies, 2) conducto para las especies, 3) filtro, 4) fuente y 5) sumidero tanto de especies como de materia que circula en el paisaje (sedimentos, semillas, contaminantes, etc.) con efectos ambientales y ecológicos en el entorno.

Los corredores pueden variar en el tipo, la anchura, el grado de conectancia (conexión física), la curvilinearidad o la interconexión debida al flujo de energía, materia, especies e información. De acuerdo con Bastian (2002) estas funciones de interconexión pueden ser unidireccionales o bidireccionales en el caso de la conexión entre dos parches, normalmente parches similares en composición al corredor. Si se considera la red compuesta por nodos o parches y corredores, los intercambios son multidireccionales, lo que significa que el movimiento y el transporte pueden ser afectados en cualquier dirección. Sin embargo, sus capacidades funcionales dependen de la matriz que atraviesen. Si la composición de matriz es similar a la del corredor, el efecto borde sobre la reducción de su funcionalidad será menor que si la matriz es muy distinta. Por ejemplo una ribera que atraviesa una ciudad en contraste con una que atraviesa un bosque o un cultivo inclusive.

Al igual que los parches, los corredores se pueden identificar según su origen en:

-corredores perturbados, los cuales resultan de la perturbación de una franja, por ejemplo un carril forestal empleado para el arrastre y transporte de la madera, carreteras o vías de tren y líneas de tensión eléctrica.

-los corredores remanentes son el resultado de una perturbación en la matriz paisajística: una franja de árboles remanente de un bosque talado, una franja de pradera nativa a ambos lados de una vía de tren.

-los corredores ambientales resultan de la heterogénea distribución linear de los recursos ambientales en el espacio: corredores de ribera, o rutas faunísticas a lo largo de puentes angostos son un ejemplo de corredores ambientales.

-se consideran plantaciones corredor los parques o zonas verdes de las zonas urbanas, o los setos plantados en hilera.

-por último, se identifican los corredores de regeneración que resultan de la regeneración de una franja de vegetación dentro de un área ambientalmente degradada o perturbada. Muchas hileras de setos vivos crecen a lo largo de vallas o cercas, y algunas áreas verdes urbanas son producto de la regeneración espontánea (Forman y Godron, 1986).

La dinámica de las especies -es decir, la dirección y tasa de cambio de las especies en el tiempo- dentro de un corredor varía ampliamente de acuerdo con su origen. La persistencia o estabilidad de un corredor está directamente relacionada con los mecanismos formadores. Por ejemplo, un corredor de ribera es relativamente permanente, mientras que un corredor perturbado como el caso de una franja desbrozada para el transporte de madera dentro de un bosque es temporal dado que la vegetación se regenera después de que cese la actividad.

El papel desempeñado por el corredor (barrera o sitio de paso o de hábitat permanente) depende de su estructura, del contexto geográfico y de las características biológicas de las especies consideradas. Burel y Baudry (2002) señalan funciones como la de ser hábitat de especies forestales, de reptiles, fuente de semillas en la recolonización de los cultivos abandonados, refugio estacional para numerosos insectos, conductor de micromamíferos, así como un medio conductor de flujos de agua y nutrientes. Pero también un filtro para el desplazamiento de carábidos de campo cuyo movimiento se ve disminuido al atravesar un seto o un margen de cultivo, o una barrera para los flujos de insectos dispersados por el viento.

La conexión física o conectancia es el grado de continuidad espacial de un corredor, la cual puede ser calculada simplemente contando cuantas barreras y nodos existen a lo largo del corredor. Dado que la presencia o ausencia de barreras es un elemento de considerable importancia al actuar como obstáculo o no de las especies, flujos e información, la identificación del grado de conexión física es una medición básica de la estructura de los corredores. (Merriam, 1984; Baudry, 2002; Forman y Godron, 1986). La conexión física, referida al grado de

cercanía física entre los parches, es por tanto, un atributo estructural del paisaje y puede ser cartografiada.

Por otro lado, la conexión funcional, o conectividad permite analizar cuantitativamente los procesos mediante los cuales las subpoblaciones (animales o vegetales) de un paisaje están interconectadas, enlazadas dentro de una unidad funcional demográfica. Es un parámetro inversamente correlacionado con la hostilidad de los hábitats situados entre los parches. Este parámetro funcional varía por tanto según cada especie o individuo, lo que hace más difícil el análisis espacial.

En definitiva, aun cuando los corredores revisten un carácter funcional y estructural, su definición presenta gran controversia entre los mismos ecólogos, entre otras razones porque faltan investigaciones empíricas. Lo cual se traduce también en dificultades operativas, técnicas a la hora de declarar un territorio como corredor biológico. ¿Qué tan ancho o largo debe ser? Son preguntas que no tienen una respuesta única. Algunos gestores opinan que entre más ancho mejor. Sin embargo, como bien lo señalan Burel y Baudry (2002) dependen del objetivo que se persiga y de la o las especies que se quieran proteger o recuperar. Normalmente, lo que ocurre es que se privilegia una especie, la que está en peligro de extinción. Pero la creación de una franja o corredor para proteger una especie, no necesariamente es funcional para otras especies dado la gran variabilidad en el comportamiento de éstas en cuanto al uso de los corredores. Por esta razón, algunos ecólogos y ambientalistas prefieren utilizar el concepto de red ecológica para identificar y definir espacios de protección en lugar de emplear el término corredor biológico.

No es sino hasta principios de los años 90 cuando, a nivel mundial, cuando se inicia un cambio de estrategia en la creación de áreas de conservación, debido fundamentalmente a los nuevos descubrimientos y aportes teóricos en el campo de la ecología. Los parques nacionales y otras reservas no se consideran ya aisladamente sino como un conjunto continuo de zonas protegidas destinadas a la conservación de la biodiversidad.

La red Europea ECONET, creada en 1995, es un claro ejemplo de este tipo de iniciativas que sigue este nuevo enfoque de redes, basado en el principio de

zonas centrales (nodos) y zonas de conexión (redes). Las zonas centrales están constituidas por las zonas protegidas de cada uno de los Estados miembros (parques nacionales, parques internacionales, zonas PEIN, etc). Las zonas de conexión se han identificado siguiendo dos criterios, las rutas migratorias de aves o de grandes mamíferos. Se prevé que en una fase futura se incluyan corredores a nivel regional o local.

3.3.1.4. Ambientes de borde o zonas de transición del mosaico paisajístico

3.3.1.4.1. Definición de los ambientes edge o zonas borde

El botánico Clements (1897) se refirió por primera vez a los ambientes de borde y los denominó ecotonos, en el sentido de zona de transición existente entre dos tipos de comunidades vegetales adyacentes. Identificó estos ambientes como zonas de tensión asociada con propiedades emergentes de alta productividad y diversidad, y algunas veces incluso asociadas con la presencia de especies adaptadas a esas zonas.

Posteriormente, y desde una perspectiva de la ecología animal, Leopold (1933) los denominó 'edges' (zonas borde). Y se refirió a ellas como hábitats fronterizos caracterizados por discontinuidades abruptas en las propiedades o rasgos bióticos y abióticos distintivos (materia, energía e información) de dos hábitats adyacentes. Discontinuidades percibidas de manera particular en función del individuo o la especie animal que se trate.

Desde la perspectiva de la ecología animal, una discontinuidad fronteriza debería ser definida en función del organismo focal que se estudie. Dado que esta discontinuidad según sea el individuo o la especie señala un cambio cualitativo significativo en su hábitat.

Tal y como señala Lidicker (1999), estas estructuras ecológicas fundamentales presentes en el funcionamiento de la naturaleza, ocurren a todos los niveles o escalas ecológicas; desde el nivel de las organelas hasta los sistemas a escala paisajística, de allí su importancia para la ecología del paisaje. Sin embargo, estos hábitats fronterizos son únicamente percibidos a través de las discontinuidades abruptas existentes entre los bordes de los fragmentos o parches que configuran el mosaico paisajístico.

Para Forman y Godron (1986) el "edge" esta constituido por la banda exterior de un parche de bosque, cuyo ambiente es significativamente diferente del interior. Las diferencias se refieren al microclima existente en el interior o en el borde, el cual influye en la composición y la abundancia de las especies, así como en las características edáficas.

De acuerdo con estos autores, los factores que afectan el ancho del edge son diversos. Sin embargo destacan algunos factores generales relacionados con variables climáticas y edafológicas; el ángulo de inclinación de la radiación solar, la temperatura, y la dirección del viento, las propiedades del suelo, y la edad del parche (Forman y Godron, 1986).

También influye la forma del parche. Así Whitmore (1975) encontró que la composición de especies de plantas y la estructura de la comunidad vegetal en los "edges" variaban de acuerdo a la forma de los espacios abiertos ("gaps") presentes en un bosque lluvioso tropical en Malasia.

Wallace *et.al.* (1997) conciben estos bordes como un verdadero hábitat al ser sitios de intensa interacción y fuerte influencia sobre las unidades bióticas aledañas. Influencias que como señala Lidicker (1999), pueden ser negativas o positivas según de que especie animal o vegetal se trate. Por ejemplo, pueden ser trampas ecológicas por ser zonas de alto riesgo de depredación para muchas especies que son atraídas por la estructura de la vegetación y por la abundancia de recursos (Pasitschniak y Messier, 1995; Farina, 1997). Sin embargo, en paisajes altamente perturbados como los agroecosistemas, los "edge" a quien llama ecotonos, contribuyen al mantenimiento de la diversidad biológica, siendo la diversidad casi siempre mayor en los espacios de borde ("edge") que en los parches adyacentes (Hunter, 1990; Risser, 1995).

Los "edge" son estructuras que operan como filtros a lo largo del mosaico aire-suelo-uso o cubierta del suelo, entre parches adyacentes, modificando flujos, así como el comportamiento y la cantidad de material y nutrimentos, organismos e información (Forman y Moore, 1992; Wiens, 1992).

Para la mayoría de autores, no está del todo claro el papel de estas estructuras de transición asegurando la estabilidad de un sistema, pero lo que si parece un

hecho es el papel de filtro que cumplen, por ejemplo en la escorrentía superficial en los márgenes de los campos de cultivo. En cuyo caso los edge controlan el flujo de agua y reducen el desplazamiento horizontal de los nutrientes favoreciendo la complejidad y la eficiencia de los ciclos bioquímicos. Esta zona edge, denominada "zona ribarina" representa un importante componente del mosaico paisajístico, especialmente por su función como trampa de sedimentos, nutrientes y contaminantes edáficos.

Se identifican como atributos estructurales variables tales como la dimensión, la forma, la composición biológica, la diversidad del fragmento, las limitaciones estructurales, la heterogeneidad interna, la densidad y la dimensión fractal. Los atributos funcionales del edge se refieren a su estabilidad, su resistencia, su productividad, y su porosidad, entre otros.

Las plantas y los animales constituyen los indicadores del cambio de gradiente, es decir de las discontinuidades -abruptas o continuas- expresadas en la estructura del edge.

3.3.1.4.2. *Criterios de identificación y clasificación de los hábitats de borde*

Según su origen:

Thomas *et. al.* (1979), identifican dos tipos de edge, aquellos de naturaleza inherente y creados por procesos internos, como la sucesión vegetal, y un segundo grupo que denominan edge inducidos, ya sea por los incendios forestales, las talas, el pastoreo o la actividad agrícola, por ejemplo.

En este mismo sentido, Holland (1988) distingue cuatro tipos de edge. Los creados y mantenidos por la actividad humana como los setos o las cortinas vegetales contra el viento. Los creados y mantenidos por procesos naturales (zonas pantanosas, marismas, playas). Los creados por la actividad humana pero mantenidos por procesos naturales (plantaciones forestales, closes), o los creados por eventos naturales y mantenidos por la actividad humana (bosques de ribera conservados para funciones ambientales o inclusive praderas de origen humano y mantenidas por actividades pastoriles).

Según la escala:

¿Cómo identificar estas zonas borde a diferentes escalas? Según Farina (1998), a menor escala mayor dificultad de identificación de un hábitat borde dado que a esta escala la separación visible al ojo humano entre los parches o hábitats adyacentes se desvanece. Sobre todo si consideramos las características funcionales de estos hábitats. En función de la escala, Farina (1998) distingue dos tipos de edges: hábitats-proceso y hábitat-patrones. Los primeros son diferenciados y reconocibles solamente a través de la función de los organismos (información). Los segundos se distinguen por la especificidad o particularidad de sus patrones o estructuras.

Según este autor, los ecotonos como él denomina a estos hábitats borde, interceptan una gran cantidad de información procedente de la matriz y representan el lugar en el cual diferentes niveles de información coexisten o se unen. En los ecotonos, donde las condiciones edáficas, climáticas, la cobertura vegetal, y los estados sucesionales cambian, las limitaciones estructurales producen una diferente agregación de organismos. Así, el ecotono refleja de manera explícita la complejidad y actividad de la matriz, la organización de su estructura espacial. Los animales pueden interceptar los ecotonos de maneras distintas de acuerdo a su específico "eco-campo". Así por ejemplo, para algunas especies animales, los ecotonos no son visibles, para otros representan su hábitat, para otros pueden ser percibidos como un ambiente hostil, mientras que otros lo utilizan como una extensión de su hábitat.

Según los efectos sobre la población animal:

La identificación y clasificación de estos hábitats borde basados en el papel que desempeñan en los movimientos de las especies animales, es abordado por Lidicker (1999) quien propone una clasificación de los hábitats edge, utilizando como criterio básico las propiedades emergentes de estos hábitats. Es decir, basándose en el comportamiento o la reacción que adquieren las especies faunísticas cuando se desplazan a estos hábitats. Su clasificación considera 3 posibilidades: una reacción favorable, una reacción negativa o ningún indicio de reacción. Cuando dos hábitats contiguos son sustancialmente diferentes, el efecto negativo parece predominar, por ejemplo cuando hay bordes acuáticos-terres-

tres o cuando hay cambios bruscos en el tipo de suelos, o de usos: bosque-cultivos.

Estas estructuras paisajísticas sugieren ser un indicador ecológico del medio. Particularmente en ambientes templados donde se han realizado la mayor parte de los estudios paisajísticos. Y donde se ha encontrado que estas discontinuidades abruptas son un elemento común en la estructura del paisaje, independientemente del tipo de paisaje que se trate, sea este templado, tropical o mediterráneo (Forman y Godron, 1986). Sin embargo, dada la complejidad y grado de modificación milenaria de las actividades humanas del paisaje mediterráneo, es nuestra hipótesis que a escala detallada, estas discontinuidades no son lo suficientemente abruptas para ser identificadas por el ojo humano, aunque sí por muchas de las especies animales. Inclusive, podría ser que estas discontinuidades ambientales sean realmente suaves debido precisamente a la adaptabilidad de los ecosistemas a las intervenciones milenarias realizadas por las sociedades humanas.

3.3.1.4.3. Importancia de los hábitats edge y sus posibles efectos en el entorno

Los hábitats edge son estructuras paisajísticas que operan como filtros a diferentes escalas, modificando los flujos, comportamientos y cantidades de materia y nutrientes, organismos e información. Las zonas de ribera son un ejemplo del papel de filtro al actuar como una trampa de sedimentos y nutrientes, favoreciendo así la eficacia de los ciclos bioquímicos o la acumulación de contaminantes. (Farina 1998). Los agroecosistemas por ejemplo, contribuyen al mantenimiento e incremento en la diversidad biológica de las zonas exteriores de un parche de bosque (Hunter, 1990; Risser, 1995).

De acuerdo con varios autores, estas estructuras pueden tener efectos tanto negativos como positivos sobre su entorno inmediato. Laurance (1997) y Yahner (1988) señalan efectos negativos particularmente con respecto a especies animales de hábitats interiores que evitan los bordes o zonas exteriores al núcleo del parche. Constituyendo en la mayoría de los casos zonas de alto riesgo predatorio para muchas especies animales. Lo que implica que si con la extensión territorial se incrementan las áreas edge, se incrementará la fragmentación de hábitats con su resultante disminución en el tamaño de las poblaciones, au-

mento en la dificultad de movimiento entre fragmentos e incremento en la probabilidad de ocurrencia de extinciones locales.

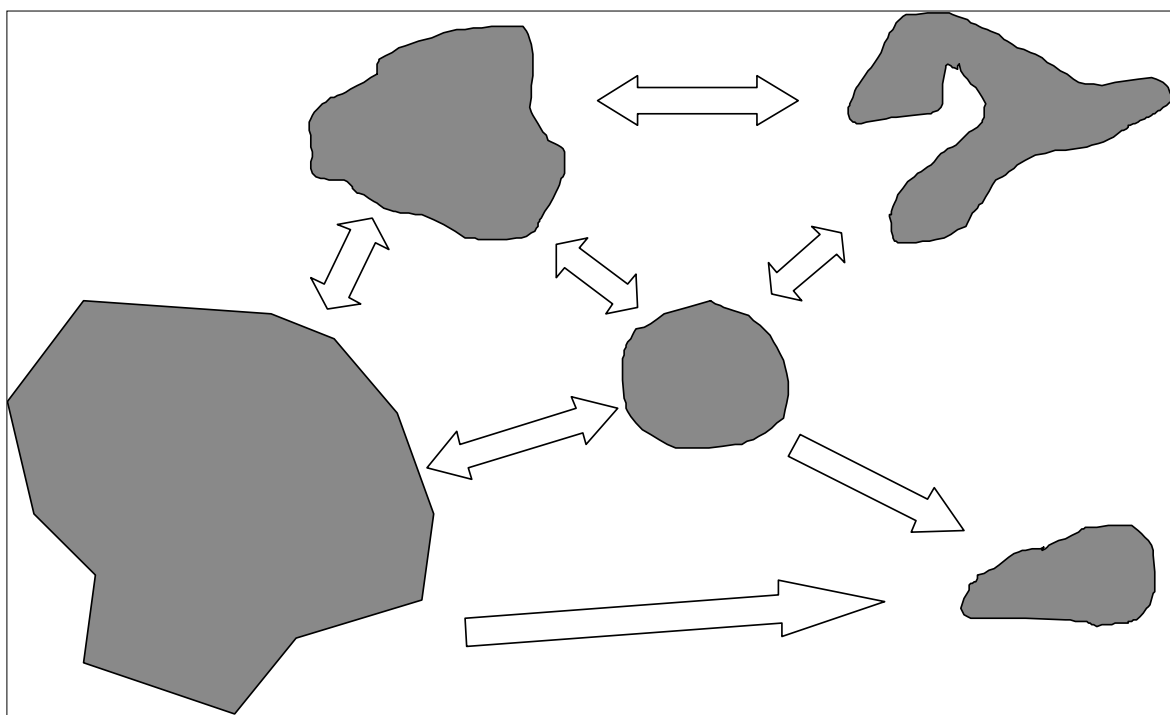
Según Lidicker (1999), esta zona de transición produce multitud de efectos negativos o positivos. Ya que una propiedad fundamental de estos hábitats, es la generación o no de propiedades de respuesta emergente (actuaciones) por parte de una especie focal. En ese sentido, los edge, pueden tener o no tener un efecto barrera dependiendo de su capacidad intrínseca de resistencia a ser cruzados por los organismos (Duelli *et al.*, 1990).

3.3.2. Factores y principios de organización del mosaico paisajístico

La dinámica responsable de la configuración espacio-temporal del mosaico paisajístico está vinculada a procesos biofísicos como la geomorfología, el desarrollo del sustrato edáfico, el establecimiento de las distintas formas de vida, y las perturbaciones naturales, pero sobre todo a las actividades humanas (Burel y Baudry 2002; Antrop 2000; Zonneveld 1995)

De acuerdo con Forma y Godron (1986), tres son los procesos fundamentales que controlan la dinámica del paisaje y de los ecosistemas en general. El flujo de

Figura 3.5: Esquema de la dinámica de metapoblaciones que se produce en los paisajes fragmentados



Fuente: Elaboración propia

especies e información, la redistribución de nutrientes y el flujo de energía e información. Los flujos de especies, su distribución y la estructura del paisaje, están relacionadas a manera de red de retroacción. Las perturbaciones naturales o humanas que inciden en los elementos del paisaje provocan que especies muy sensibles a dichos cambios disminuyan, favoreciendo por otro lado la dispersión de otras especies menos sensibles al cambio. Al mismo tiempo, la reproducción y dispersión de especies puede eliminar, cambiar, o crear nuevos elementos paisajísticos.

En los procesos de redistribución de nutrientes, los nutrientes minerales pueden fluir fuera o dentro de un paisaje, o ser redistribuidos de un ecosistema a otro dentro del paisaje mismo, por acción del viento, del agua, o por las plantas y animales. En general, las perturbaciones, especialmente aquellas más severas, afectan los mecanismos de regulación o conservación que mantienen los nutrientes minerales en los ecosistemas.

Respecto a los procesos relacionados con los flujos de energía (energía calórica y biomasa), cuanto mayor sea la heterogeneidad paisajística (composición de los parches, abundancia, forma, arreglo, etc.) mayor es el flujo de energía que fluye a lo largo de las fronteras entre los elementos paisajísticos (parches, matriz y corredores), debido a la presencia de una gran cantidad de zonas borde (edges), lo que genera una gran diversidad de gradientes, además de que se favorece la presencia de fauna de estos hábitats y con ello su movimiento a través del paisaje, facilitando así la dispersión de plantas. (Forman y Godron, 1986)

El paradigma de un paisaje fragmentado en parches puede ser usado para evaluar la distribución de organismos en el espacio. Las poblaciones son grupos de individuos y cuando éstas son pequeñas y aisladas se pueden comparar con un paisaje fragmentado. Si estas poblaciones están conectadas unas con otras mediante un flujo de individuos (inmigración/extinción y emigración) estas poblaciones pueden ser consideradas metapoblaciones (Farina, 1998).

El enfoque de parches para interpretar la complejidad del paisaje se inició con la teoría del aislamiento biogeográfico de MacArthur y Wilson (1967). De acuerdo con esta teoría el aislamiento y el tamaño de "la isla" son factores controladores de los procesos de colonización y extinción. Esta teoría abrió nuevas perspecti-

vas al considerar el sistema ecológico como un sistema abierto en el cual la extinción y la colonización son los dos extremos de un mismo proceso.

3.3.2.1. Principios de evolución del mosaico paisajístico: perturbaciones, resiliencia, resistencia i estabilidad

Según el principio ecológico de evolución paisajística, la estructura horizontal del paisaje pone en relación especies, energía y materiales con el tamaño, la forma, el número, el tipo y la configuración de los parches, los corredores y la matriz paisajística. Posterior al efecto causado por una perturbación, sigue un proceso de homogeneización generado por la colonización y regeneración de la vegetación, las modificaciones edáficas, y la colonización animal. Sin embargo, un paisaje homogéneo nunca se llega a alcanzar ya que las tasas de cambio difieren para cada elemento del paisaje, y nuevas perturbaciones interrumpen el proceso tendente a la homogeneización paisajística. Las perturbaciones de intensidad moderada normalmente conducen al establecimiento de un mayor número de parches o corredores debido a la fragmentación paisajística que producen. Las perturbaciones severas, por el contrario pueden eliminar muchos parches y corredores, ocasionando, por ejemplo, una mayor homogeneización (Forman y Godron, 1986).

Otro principio importante en los procesos de transformación de la estructura y la dinámica paisajística, es el principio de estabilidad o resiliencia, el cual se refiere a la resistencia y o adaptabilidad que muestra un paisaje frente a los efectos de la perturbación y la tasa de recuperación del estado anterior a la misma, el cual establece que cada elemento del paisaje tiene su propio grado de estabilidad. Así, la estabilidad de todo el mosaico paisajístico refleja la proporción de cada tipo del elemento paisajístico presente. Por ejemplo, en los paisajes con un nivel bajo o ausencia de biomasa -caso de una autopista, o una duna- el sistema podría estar preparado para cambiar sus propiedades físicas (temperatura, o calor de radiación, etc.). En los paisajes con niveles bajos de biomasa, el sistema tiene poca resistencia al cambio pero puede recuperarse rápidamente de la perturbación. Por el contrario, la presencia de una considerable biomasa otorga una mayor resistencia del sistema, pero en caso de sufrir una perturbación, la recuperación es mucho más lenta. La biomasa -referida también como el

'índice de información' de un sistema- no es solamente la superficie fotosintética, sino que también incluye una serie de reacciones químicas orgánicas e inorgánicas involucradas en la protección, crecimiento, reproducción, etc., de los seres vivos (Forman y Godron, 1986).

En resumen, el mosaico originado constituido, por la agrupación de parches de diferentes tipos y formas, no tiene una configuración estable y varía en el tiempo debido a perturbaciones o estímulos hacia el cambio tanto de tipo interno como externo. Por ejemplo, algunos pastizales mediterráneos, según la estación del año, están compuestos por agrupamientos temporales de plantas anuales, especialmente geófitos que tienen una biomasa epigea limitada. O por ejemplo, incendios, tornados o la extracción comercial de madera pueden producir un cambio en el paisaje forestal en tan solo pocos años (Farina, 1998).

De acuerdo con Forman y Godron (1986), la mayoría de procesos que afectan o intervienen en la configuración y funcionamiento del paisaje operan a gran escala tanto espacial como temporal (Forman y Godron, 1986). Los procesos de sucesión usualmente operan durante décadas o siglos. Mientras que los procesos geomorfológicos requieren miles o millones de años. Sin embargo, conociendo la variación temporal de los parámetros que determinan la configuración y el funcionamiento de un paisaje, es posible evaluar y analizar la tendencia evolutiva a mediano plazo (escala humana).

Independientemente de la escala de análisis temporal la forma de las 'curvas', o tendencias que describen la variación temporal del paisaje puede ser analizada y caracterizada según 3 criterios (Forman y Godron, 1986): 1) a tendencia general del cambio (incremento, disminución o estabilidad, 2) La amplitud de la oscilación relativa alrededor de la tendencia general (grande o pequeña,3) el ritmo de oscilación (regular o irregular).

Estos tres parámetros actúan de manera conjunta y producen distintos patrones temporales. La tendencia de las variaciones temporales en atributos paisajísticos tales como, el tamaño, la forma de los parches, el ancho de los corredores, el arreglo espacial, el desarrollo de nodos y redes, la productividad, los niveles de nitrógeno, la diversidad biótica, la rareza de especies, las tasas de sucesión de la vegetación, los flujos de agua entre los elementos del paisaje, la

biomasa total, entre otros, es un indicador de la estabilidad o inestabilidad del mosaico paisajístico y de sus elementos.

Es importante señalar que la estabilidad de un sistema biológico no es absoluta dado que ningún sistema vivo es absolutamente constante. Por tanto, lo que existe es una metaestabilidad, es decir un sistema en equilibrio -oscila alrededor de un punto central- que puede asimismo tender al desequilibrio -oscilar hacia otra posición-. Mientras el sistema se mantenga en una posición central, se dice que es metaestable. La inestabilidad caracteriza un paisaje si un pequeño cambio ambiental es suficiente para hacer oscilar el sistema fuera de la posición central, es decir un cambio de trayectoria. En cuyo caso aparece una nueva trayectoria que tiende a direccionar el sistema hacia una nueva posición central. La inestabilidad (o un sistema inestable) se da cuando el régimen de fluctuaciones (combinación de tendencias generales, amplitud, y periodicidad) está cambiando o es impredecible la tendencia (Forman y Godron, 1986). Por ejemplo hay estudios sobre el paisaje de los Pirineos que señalan que este paisaje ha evolucionado desde una situación de gran estabilidad, mantenida por una gran cantidad de energía humana invertida en el sistema tradicional agropecuario de montaña, a una situación inestable, caracterizada por la evolución hacia la recuperación lenta hacia un estadio climax, el bosque (García-Ruiz, 1990).

La inestabilidad de un paisaje puede ser persistente o temporal, temporal cuando el sistema cambia para luego alcanzar un nuevo régimen de oscilaciones predecibles posterior a una perturbación - un nuevo equilibrio metaestable-, por ejemplo el caso de los Pirineos, donde la regeneración de la vegetación espontánea busca un nuevo, aunque lento, equilibrio. La inestabilidad puede ser persistente cuando el régimen de perturbaciones se mantiene sin que surjan oscilaciones predecibles. Por ejemplo en algunos suelos sobreexplotados por el uso y manejo donde el resurgimiento y establecimiento de la vegetación o incluso de otros cultivos es difícil, o el incremento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales donde el matorral alcanza un estadio medio antes de ser nuevamente perturbado.

La resiliencia, como una medida de estabilidad, es útil para valorar algunas de las propiedades más importantes de la evolución del paisaje. Medida que hace referencia al período de tiempo durante el cual cierta característica de un paisaje continúa presente, al menos a cierto nivel. Por ejemplo la persistencia de ciertas

especies (Hansson, 1977; Van Voris, *et al.* 1980), ciertos flujos de energía o de ciertos niveles de nutrientes minerales (La Motte, 1983), o la presencia de un corredor de ribera (Forman y Godron, 1986), pueden ser distintas características cuantificables de la estabilidad de un paisaje.

Otro enfoque es el que considera la estabilidad en términos de la respuesta de un sistema a los desequilibrios o perturbaciones, en cuyo caso la estabilidad es el resultando ('la integral') de dos características disímiles: resistencia y persistencia o recuperación (Forman y Godron, 1986). La resistencia es definida como la habilidad de un sistema, cuando está sometido a un cambio ambiental o una perturbación potencial, a resistir la variación. La recuperación o persistencia es la habilidad o capacidad del sistema de regresar a la metaestabilidad anterior después del cambio o desequilibrio.

Forman y Godron (1986) señalan que analizar de estabilidad a través de un único parámetro o valor, puede llevar a una interpretación errónea. Por ejemplo, dos paisajes podrían presentar el mismo grado de estabilidad numérica, sin embargo, se debe conocer y diferenciar aquel cuya respuesta es un cambio drástico pero cuyo regreso a su recuperación es también rápido, de aquel paisaje que cambia lentamente pero que así mismo se recupera lentamente.

Otro aspecto importante en el análisis de la evolución o los cambios paisajísticos, es la escala temporal de análisis, fundamental para una correcta interpretación y valoración de la estabilidad del sistema. Lógicamente, cuanto mayor sea el período de análisis, período que debe incluir observaciones de cambios ambientales fuertes, más cerca se está de realizar una interpretación correcta de la evolución y capacidad de resistencia y persistencia del paisaje al cambio, es decir de su estabilidad espacio-temporal.

El mosaico paisajístico está compuesto de elementos paisajísticos que presentan diferentes grados de estabilidad e inestabilidad, entre los cuales se señalan tres tipos básicos de menor a mayor:

a) Estabilidad física del sistema, cuando los elementos de paisaje presentan cantidades insignificantes de superficie fotosintética, o biomasa almacenada. Característico de sistemas 'cerrados'.

b) La estabilidad de recuperación, cuando existe poca biomasa y predominan especies con un período de vida corto. Propia de sistemas abiertos.

c) La estabilidad de resistencia, con grandes cantidades de biomasa y especies de larga vida como árboles y mamíferos. Propia de sistemas abiertos.

En síntesis, los cambios en el paisaje están directamente relacionados con el tipo de estabilidad presente en los elementos específicos del paisaje, y en la estructura espacial del paisaje (Forman y Godron, 1986). Estabilidad o resiliencia vinculada a la matriz paisajística (Farina, 1998).

A lo largo del tiempo, los sistemas ecológicos -y por tanto el paisaje- atraviesan por distintos equilibrios metaestables. Cada uno es suficientemente estable para mantenerse hasta que una nueva perturbación aparezca y ocasione que el sistema se proyecte a una nueva metaestabilidad.

3.3.2.2. *El principio de complejidad y heterogeneidad*

La complejidad y heterogeneidad es un principio inherente a la mayoría de los objetos o elementos así como los procesos que ocurren en la naturaleza (Mandelbrot, 1982). Esta complejidad y heterogeneidad, propia de los objetos fractales, se manifiesta en todas las dimensiones y escalas espacio temporal (Forman y Godron, 1986). Sin embargo, los elementos también muestran una homogeneidad interna que los distingue de los elementos adyacentes, lo que les otorga un sentido de unidad (Bastian *et al.*, 2002). El paisaje puede ser heterogéneo y complejo, y al mismo tiempo estar compuesto por macro y microunidades. Por ejemplo, grandes unidades climáticas, geomorfológicas, y microunidades edáficas o en forma de parches conteniendo usos y cubiertas del suelo particulares.

De acuerdo con Bastian *et al.* (2002), estos dos aspectos de heterogeneidad y homogeneidad, conjuntamente con los atributos de similitud y disimilitud entre los elementos que conforman los sistemas (ecosistemas, agrosistemas, sistemas urbanos, etc), representan cualidades importantes de la variabilidad y diversidad ecológica. El grado de heterogeneidad, homogeneidad, similitud y disimilitud son indicadores de auto organización y de interacción e intercambio de flujos. A mayor interacción mayor es el grado de organización del sistema y del

paisaje. Un aspecto relevante que apuntan estos autores es que la variabilidad de un elemento paisajístico (los parches, o los corredores por ejemplo) no está únicamente determinada por el número de objetos distintos con bajos niveles de organización (por ejemplo zonas *edge*), lo cual contribuye a nuevas cualidades emergentes, sino también por el grado de similitud o diferencia (de forma, tamaño, calidad, etc.) entre los objetos (parches) que conforman el paisaje.

Si bien la complejidad y heterogeneidad de los elementos de un paisaje varía con la percepción que se tiene de la naturaleza, desde los seres humanos hasta los animales (Farina, 2000), hay dos atributos de origen biofísico, visibles a todos los seres vivos y que pueden actuar como barreras para unos y o como hábitat para otros, estos son lo que Bastian *et al.* (2002) llaman estructuras tridimensionales del paisaje, en referencia a los relieves y la vegetación. Si a esta complejidad y heterogeneidad intrínseca de los ecosistemas le combinamos la complejidad que aportan al sistema las actividades humanas (Burel y Baudry, 2002), estamos en presencia de sistemas y paisajes realmente complejos y heterogéneos.

¿Tienden los paisajes, en su proceso evolutivo, a cambios en su nivel de complejidad? ¿Diversidad y complejidad pueden aumentar o disminuir en el tiempo? Los estudios empíricos muestran que sí que tanto la complejidad como la diversidad son atributos dinámicos que pueden aumentar o disminuir cualitativa y cuantitativamente (Farina, 1998; Forman y Godron, 1986; Burel y Baudry, 2002). Además, como bien lo señalan Bastian *et al.* (2002), la heterogeneidad temporal está ligada a la heterogeneidad espacial. La variabilidad estacional por factores climáticos, el régimen hídrico, las migraciones de especies y la variabilidad anual de estas, son ejemplos de la calidad de los paisajes. Por ejemplo, si la variabilidad estacional en el régimen de temperaturas es baja, los efectos sobre los elementos del paisaje son más constantes, es el caso de los bosques tropicales.

Estos cambios o transformaciones en los ecosistemas y en los paisajes, depende del proceso dominante, de la intensidad de estos procesos, de los controles ambientales, de las circunstancias históricas y de las escalas espacio-temporales (Farina, 1998). Variaciones diarias, mensuales o anuales son perceptibles y medibles a escalas temporales pequeñas. Sin embargo, hay procesos que solo

pueden ser percibidos y medidos en una escala amplia de tiempo (Bastian *et al.*, 2002), esto también dependerá del contexto ambiental, es decir del grado de resistencia y resiliencia de los ecosistemas de las diferentes ecoregiones. Es decir, bajo un mismo régimen intensidad y magnitud en la perturbación -por ejemplo deforestación- los efectos son distintos (por ejemplo en la extinción de especies) en función del tipo de ambiente. Las especies del trópico por ejemplo son más vulnerables a los procesos de deforestación y cambios de uso de la tierra que los ambientes mediterráneo

Además, las circunstancias bajo las cuales los paisajes exhiben incremento en la complejidad, las transformaciones en el paisaje y en los ecosistemas están también vinculadas con el concepto de auto-organización y auto-regulación señaladas por Bastian *et al.*(2002), estudiados en las formas y evolución de los paisajes (Hallet, 1990; Hugget, 1995), en la geomorfología (Ibáñez *et al.*, 1990) de los suelos (Phillips *et al.*, 1999) y en la evolución biológica (Kauffman, 1993).

Los cambios y la complejidad paisajística pueden estar asociados a una gran cantidad de factores ambientales internos y de fuerzas externas. Sin embargo, tales cambios pueden también ocurrir debido a las complejas interrelaciones entre los distintos elementos del paisaje, en cuyo caso, los incrementos en la complejidad paisajística están asociadas con la persistencia e intensidad de las perturbaciones, divergencia caótica de condiciones iniciales similares, o en respuesta a pequeñas perturbaciones, auto organización y regulación, y al incremento en la entropía (Farina, 1998; Hugget, 1995; Forman y Godron, 1986)

La presentación de los sistemas ecológicos complejos como componentes de un sistema de niveles (jerarquía) organizados en redes (O'Neill *et al.*, 1986) ha contribuido grandemente a la unión de varios paradigmas y teorías mediante la incorporación del concepto de escala. Nuevos conceptos tales como la geometría fractal desarrollada por Mandelbrot (1977, 1982), han sido introducidos en la ecología del paisaje para investigar la complejidad de la naturaleza.

El principio de heterogeneidad (Kolasa y Pickett, 1991) y el papel del régimen de perturbaciones (Pickett y White, 1985) en los procesos ecológicos ha conllevado a la incorporación de nuevas teorías a la ecología del paisaje, como la

teoría de las metapoblaciones (Gilpin y Hanski, 1991), así como a la formulación de un nuevo enfoque en el estudio de los hábitats borde o hábitats edges (Hansen y di Castri, 1992), la ampliación de la estructura del paisaje a los procesos de conectividad (Merriam, 1984) y al estudio de estructuras de conectancia (redes ecológicas) (Burel y Baudry, 2002), y la asignación de nuevos roles al paradigma 'source-sink' desarrollado en el estudio de los parches que conforman el mosaico paisajístico por Pulliam (1988).

Las causas de la heterogeneidad y homogeneidad están vinculadas a factores bióticos y abióticos como a la interacción de estos con el contexto geográfico, y sobre todo con las actividades humanas desarrolladas a distintas escalas temporales. Sin embargo, se considera que la causa fundamental de las transformaciones de los ecosistemas y los paisajes, son los flujos de materia, energía, especies, personas, e información (Forman y Godron, 1986; Farina, 1998). En el caso de los flujos de energía, estos están regidos por las leyes de la termodinámica, de donde proviene el principio de entropía (segunda ley de la termodinámica), el cual está íntimamente ligado al concepto de heterogeneidad y complejidad espacial.

La entropía, definida como el grado de desorden (o energía no disponible) en un sistema, significa que un sistema aislado -aquel donde no hay intercambio de energía ni de materia- pierde progresivamente su estructura tendiendo así a la homogeneización. Lo que implica que en un sistema aislado no se forma nueva estructura. Ahora bien, un ecosistema no es un sistema aislado, dado que recibe energía y materia de su entorno. Dentro de la biosfera, al tiempo que los sistemas biológicos se desarrollan se produce una acumulación de 'información' (Margalef, 1977), la cual es comúnmente considerada equivalente a la disminución en entropía (Forman y Godron, 1986). Este proceso ocurre por dos razones: 1) la biosfera construye estructura e información con base en la energía de alta calidad proveniente de las ondas cortas de la radiación solar, 2) todos los sistemas biológicos poseen mecanismos de retroalimentación que dependen de los flujos de materia, energía, e información. Estos intercambios son necesarios para que el sistema alcance el equilibrio metaestable. (Forman y Godron, 1986).

Forman y Godron (1986) señalan que aún cuando los mecanismos causantes de la heterogeneidad del paisaje operan a diferentes niveles o escalas, los patro-

nes generales pueden ser identificables. En términos generales -y bajo las condiciones actuales de nuestro planeta -, el incremento en la heterogeneidad de los ecosistemas y del paisaje, depende casi directamente de la energía solar. Indicando así como, los patrones climáticos están determinados por la luz, la temperatura, el viento, todos los cuales están controlados por el sol y modificados por los factores geográficos (altitud, latitud, etc). Erosión, acumulación, colonización de plantas y animales, acumulación de biomasa, perturbaciones naturales y antrópicas dependen grandemente de la energía solar. Bajo ciertas condiciones, estos procesos pueden incrementar la homogeneidad, pero la tendencia general es a producir mayor heterogeneidad.

Sin embargo, Burel y Baudry (2002), plantean que si bien hay una complejidad y heterogeneidad intrínseca en la estructura y funcionamiento del paisaje y de los ecosistemas debida a factores naturales, los factores culturales, plasmados en las actividades humanas, son el motor de cambio de los paisajes y afirman que el paisaje es una continua confrontación entre la sociedad y su medio.

En todo caso, todos los teóricos de la ecología del paisaje, coinciden en que la heterogeneidad paisajística es un factor de organización de los sistemas complejos, como el paisaje. La heterogeneidad paisajística crea nuevas posibilidades, conduce a nuevos movimientos de especies, induce a comportamientos muy particulares en la relación especie-paisaje, o por ejemplo reduce el riesgo de incendios forestales (Forman y Godron, 1996).

Esta concepción de heterogeneidad como factor de organización de los sistemas complejos, se ha visto enriquecida por los aportes de la geometría fractal en el sentido de que considera la dimensión multiescalar en el análisis de la estructura y de los procesos que se llevan a cabo en el paisaje. Asociada a la teoría fractal desarrollada por Mandelbrot (1977), está la teoría de la percolación (Grassberger, 1991; Gardner *et al.*, 1989) que permite analizar los flujos en espacios heterogéneos, cualquiera que sea la propagación de las perturbaciones o los desplazamientos individuales de las especies y de las personas. La percolación es un concepto de la física, una propiedad intrínseca de la materia y de los objetos (p.e. un parche), a permitir bajo un cierto umbral el paso de un fluido, propiedad que está relacionada entre otros atributos, con la forma del objeto (tortuosidad),

y la rugosidad. Así, existe un umbral de percolación bajo el cual la probabilidad del fluido de atravesar la estructura, es nulo, y por encima de este umbral la probabilidad es del 100%. En el caso de los umbrales de percolación (de especies, o de flujos de energía y materia) en un mosaico paisajístico, estos parecen depender de aspectos como el porcentaje de superficie total ocupada por un parche tipo (de un mismo uso o cubierta) (Milne, 1992), de la distancia euclidiana (linear entre parche y parche tipo algunas especies prefieren por ejemplo corredores lineales) (Farina, 2000), pero sobre todo de la distancia costo o distancia fractal, que considera la estructura, composición y la calidad del entorno (de los parches adyacentes, y de la matriz que los envuelve (Ferreras, 2001; Chardon et al 2003), pero también de la percepción y la resiliencia o resistencia de las especies a la hora de movilizarse y atravesar espacios de riesgo. La identificación de estos umbrales, de los factores y espacios adversos para el flujo de especies, parece ser un elemento clave a la hora de definir y gestionar una determinada figura de conservación (parque nacional, una reserva de vida silvestre, un corredor, una red ecológica, etc.)

3.3.2.2. Factores de perturbación de los hábitats naturales y del mosaico paisajístico y su relación con la fragmentación u homogeneización del paisaje

Las perturbaciones al sistema ecológico y la fragmentación del paisaje son procesos que implican flujos de energía, materia e información a diferentes niveles y patrones, y por tanto son factores inductores de heterogeneidad paisajística, dos procesos difíciles de separar (Forman y Godron, 1986). Las perturbaciones de origen natural (inundaciones, deslizamientos de tierra, huracanes, terremotos, vulcanismo, etc.) interactúan con procesos antropogénicos como la deforestación, la urbanización, o el abandono de tierra agrícola y ganadera conduciendo a procesos de fragmentación u homogeneización del paisaje, lo que finalmente se traduce en una transformación de la biodiversidad, la pérdida o la ganancia de elementos culturales (agroecosistemas por ejemplo), pérdida o ganancia de la calidad ambiental (contaminación de aguas superficiales y subterráneas por actividades agropecuarias, industriales y urbanas).

Las perturbaciones en la naturaleza son procesos naturales, definidos como eventos discretos que ocurren a lo largo del tiempo, y a todas las escalas espaciales, modificando el paisaje, los ecosistemas, las comunidades, las estructuras

poblacionales, cambiando el sustrato edáfico, el ambiente físico y la disponibilidad de recursos (White y Pickett, 1985). También se les considera como un proceso básico responsable de muchos otros procesos tales como la fragmentación, los movimientos de los animales y la extinción local y regional de especies.

Cada paisaje es formado, mantenido y estructurado debido a las perturbaciones de origen tanto natural como cultural (Forman y Godron, 1986; Turner, 1990; Burel y Baudry, 2002). Los atributos básicos de las perturbaciones son la magnitud, la frecuencia, el tamaño, y la dispersión. Para predecir el impacto del régimen de perturbaciones sobre una comunidad y sobre el paisaje, es necesario entender la estructura espacial y temporal de las perturbaciones.

Las perturbaciones son una fuente espacio-temporal de heterogeneidad en la naturaleza. En el caso de los paisajes, las perturbaciones están relacionadas con la estructura del parche y el arreglo espacial, y determinan la trayectoria de los parches, su tamaño y su duración. Las perturbaciones severas o la falta de perturbaciones generalmente tienen efectos negativos sobre la diversidad, pero las perturbaciones intermedias parecen favorecer la diversidad de los sistemas naturales (Turner, 1990).

Cuando las perturbaciones o alteraciones ocurren más frecuentemente que el tiempo requerido para la exclusión competitiva, la diversidad biológica y paisajística se mantiene, y se regula el desarrollo de las especies dominantes. Las alteraciones pueden ser producidas por factores abióticos tales como la energía solar, el agua, el viento, los deslizamientos o por elementos bióticos tales como bacterias, virus, y la competencia de plantas y animales, así como por las actividades humanas. El paisaje es diferentemente afectado dependiendo de los diferentes regímenes de perturbación (Forman y Godron, 1986; Turner, 1990).

Las perturbaciones humanas son similares a las naturales, pero hay diferencias significativas en cuanto a la extensión, la severidad y la frecuencia. El aprovechamiento forestal, la agricultura, la ganadería, la urbanización y el turismo, son algunas de las actividades humanas que pueden producir perturbaciones tanto a pequeña como a gran escala. La capacidad del paisaje de incorporar perturbaciones humanas es en muchos casos sobreestimada y el proceso de perturbación es transformado en un proceso de tensión que reduce la diversidad.

A menudo, los atributos de las alteraciones antropogénicas difieren de las alteraciones de origen. Por ejemplo, un incendio a lo largo de la costa mediterránea producido intencionalmente o por descuido humano, no es un proceso diferente a un incendio natural, sin embargo si el evento se repite cada estación (improbable en condiciones silvestres) puede causar estrés a la vegetación, reducir la cobertura de la vegetación e incrementar la erosión (Farina, 1998)

3.3.2.2.1. Procesos de Fragmentación del bosque debido a la deforestación

La fragmentación del bosque es para muchos ecólogos uno de los procesos que afectan más severamente a la biodiversidad. En general, se cree que tiene un efecto negativo sobre muchas especies de plantas y animales y sobre algunos procesos ecológicos. Cuan más pequeños son los parches de bosque remanente (fragmentos) resultantes del proceso de perturbación, menor será la densidad de las poblaciones y mayor el riesgo de extinción de especies. Sobre todo porque la fragmentación en muchos de los ambientes, produce un aislamiento geográfico de los parches y por tanto de las especies de flora y fauna. Sobre todo cuando las distancias entre grandes parches es muy distante y por tanto se reduce la probabilidad de recolonización de la vegetación desde su núcleo o interior y la calidad del hábitat que le rodea. (Forman y Godron, 1986)

En ambientes templados se ha encontrado que las especies del interior de los parches, son generalmente muy susceptibles a las condiciones de los hábitats o zonas del exterior de los parches de bosque, lo que induce a una menor abundancia de especies. En el caso de especies animales, en el exterior hay más exposición a grandes depredadores.

Lo mismo ocurre ambientes tropicales, en donde los bosques atraviesan procesos de deforestación muy rápidos (FAO, 1997), en los que no solamente ocurre una disminución del área forestal, sino una fragmentación o parcelación que da como resultado un mosaico de parches de tamaños menores y unas calidades inferiores (los árboles maderables ya han sido extraídos dejando así bosques secundarios). Estos parches remanentes, están normalmente rodeados por una matriz agrícola o por grandes extensiones de pastos de ganadería extensiva. La intensidad con la que se han llevado a cabo estos procesos, unido a la vulnerabilidad intrínica de estos ecosistemas tropicales, ha conducido a la reducción de

poblaciones y a procesos de extinción de ciertas especies, sobre todo de aquellas denominadas especie/específica que dependen únicamente de ciertos hábitats para sobrevivir (McIntyre, 1995)

En ambientes mediterráneos, existe la tesis de que el tamaño del fragmento y los factores de aislamiento biogeográfico de estos, no son suficientes para explicar el efecto de la fragmentación en la biodiversidad. Farina (1998) considera por ejemplo que los fragmentos o parches de bosque remanente en ambientes como los mediterráneos, no pueden ser considerados como islas ya que el entorno casi nunca es completamente hostil a las especies, donde a pesar de las históricas modificaciones humanas sobre el entorno natural, el paisaje mantiene una alta biodiversidad de especies. De tal manera que factores como la conexión (física/funcional) entre los parches o fragmentos, la presencia de hábitats de exterior (edges) y corredores o redes ecológicas, así como la estructura de la metapoblación, son elementos que permiten evaluar mejor los efectos de fragmentación del bosque.

Ahora bien, un aspecto es la fragmentación del bosque, y otro es la desaparición total de bosque en grandes extensiones de terreno debido a los cambios de uso del suelo con fines agropecuarios y urbanísticos. En estos casos, si bien existen especies, sobre todo aves, que se han adaptado y sobreviven en estos agroecosistemas, también existen muchas especies extintas, vulnerables y en peligro de extinción. Situaciones de este tipo son reportadas por el Departamento de Medio Ambiente de Cataluña (2003) así como por estudios a nivel local (Budó, *et al.*, 1997).

Para analizar la dispersión espacial de los parches de bosque, es necesario considerar sus diferentes atributos, tales como la densidad, el aislamiento, el tamaño, la forma, el agrupamiento y las características fronterizas (tipo de parches limítrofes). El aislamiento de los fragmentos o parches de bosque remanente se incrementa geométricamente cuando la densidad de los fragmentos disminuye. A menor tamaño de los fragmentos, más influenciados están por la matriz que les rodea. Si los fragmentos están agrupados su aislamiento es menor que en condiciones de dispersión espacial.

Respecto al efecto de la fragmentación del bosque sobre las especies, se dice que este es especie dependiente, o sea relacionada con la percepción específi-

ca de cada especie respecto al paisaje (Farina, 1998). Por ejemplo, las perturbaciones humanas han creado condiciones favorables para la formación y desarrollo de hábitat de exterior o hábitat borde, es decir zonas fronterizas o discontinuidades discretas. Estudios realizados en diferentes ambientes edge (Risser 1995, Naiman *et al.*, 1988, Holland *et al.*, 1991, Farina, 1998; Lidicker 1999) muestran que la diversidad en estos hábitats borde es alta comparada con los hábitats de interior, asimismo se les reconoce su capacidad de filtro activo o pasivo para (Burel y Baudry, 2002; Turner, 1990). Estas zonas de amortiguamiento generalmente son áreas de gran biodiversidad.

3.3.2.2.2. El abandono de tierras agrícolas y los procesos de homogeneización paisajística.

Al igual que el proceso de fragmentación, el proceso de homogeneización, y particularmente el abandono de tierras agrícolas que da paso a la regeneración de la vegetación potencial, puede en un período de tiempo relativamente corto - décadas- modificar grandemente el paisaje, y por ende los hábitats y ecosistemas actuales.

El abandono de cultivos es muy común en los países industrializados, particularmente en Europa (Burel y Baudry, 2002; Farina, 1998; Antrop, 2000). Sin embargo poco se conoce acerca de sus efectos sobre la biodiversidad y la diversidad paisajística. Se plantea que en algunas regiones este proceso conlleva efectos beneficiosos a la biodiversidad, especialmente si la tierra es abandonada después de un uso intensivo, pero en algunas regiones como en el Mediterráneo, el abandono de tierra no solamente causa un cambio en la biodiversidad sino un descenso real en la cantidad de especies de plantas y animales (Farina, 1998). En el paisaje mediterráneo, considerado un paisaje cultural (von Droste *et al.*, 1995), un mosaico compuesto por una red de parches pequeños de cultivos y bosques, junto con un régimen estacional de perturbaciones parece haber mantenido por miles de años una gran variedad de plantas y animales, creando así un mosaico paisajístico rico en condiciones locales

Históricamente, la gente se ha desplazado de las zonas montañosas y tierras de mínima vocación agrícola a los valles con suelos fértiles y topografías suaves. De esta manera y durante miles de años se ha dado un proceso de abandono de

tierras no aptas para la agricultura y la construcción urbana e industrial, dando lugar a un proceso de sucesión secundaria de la vegetación (Antrop, 2000). Este proceso ha sido muy común en el Mediterráneo, particularmente en los últimos 50 años, cuyos ritmos e intensidades han variado según la altitud del emplazamiento, la topografía y la historia de cada comunidad humana (Farina, 1998; Burel y Baudry, 2000). En la mayoría de las zonas montañosas de Europa, las deforestaciones pasadas han creado un mosaico con distintos parches paisajísticos y el abandono de tierra ha favorecido la recuperación de la vegetación en general y del bosque en particular. En la mayoría de tierras de montaña los pastos fueron importantes para la actividad ganadera, especialmente para los rebaños de ovejas. Sin embargo, la actividad está prácticamente desaparecida y la composición florística de estas praderas rápidamente ha cambiado.

Una consecuencia del abandono de tierras es el cambio en la estructura y la dinámica del mosaico paisajístico al permitir la regeneración de la vegetación forestal. Proceso raramente lineal y en la mayoría de los casos interrumpido por un nuevo régimen de perturbaciones, como por ejemplo los incendios forestales. En este caso, aunque la vegetación está adaptada a los incendios forestales - pero no a los incendios frecuentes- cuando el evento se repite dentro de un período relativamente corto en el mismo lugar, la sucesión unas condiciones favorables para el mantenimiento de un alto nivel de biodiversidad (semillas, parásitos y plantas epífitas) (Farina 1998).

El proceso de abandono de tierra agrícola puede conllevar a la pérdida de biodiversidad (Naveh, 1994; González-Bernáldez, 1991). La recuperación de la masa forestal va ligada a la pérdida de espacios abiertos, y por tanto a la pérdida de hábitats de muchas especies de fauna que habitan, se alimentan, o realizan distintas funciones en estos espacios agroecosistemas. En el Mediterráneo la mayoría de la fauna vive en espacios abiertos, por tanto su reducción produce extinciones locales y fragmentación de las poblaciones, particularmente de pájaros y mamíferos. (Farina, 1998).

Si bien en algunas fases de transición el abandono de tierra genera una gran heterogeneidad paisajística, lo cierto es que la sucesión ocurre tan rápidamente que en menos de una década los pastizales son transformados en matorrales

densos, poco atractivos para la mayoría de los vertebrados y algunos artrópodos como las mariposas (Farina, 1998). Mientras que las poblaciones de pájaros asociados a los espacios abiertos son reducidas, los grandes mamíferos reclaman áreas anteriormente hostiles (Apollonio, 1996).

En resumen, el abandono de tierra agrícola puede en muchos casos contribuir a la desaparición o la reducción de la diversidad del paisaje cultural (Monserrat, 1968), a la reducción o extinción de muchas especies de plantas y animales que se han adaptado por siglos a estas condiciones agroecológicas. Produce un cambio en la estructura del mosaico paisajístico, pasándose de una red compuesta por pequeños y diversos tipos de parches -o coberturas- a una red constituida por pocos pero grandes parches de un mismo tipo de cobertura (Vila, 2001). Provocando una reducción de los espacios abiertos y su transformación en matorral, paralelo a un incremento en la conexión de parches forestales, y a la disminución o la desaparición de especies asociadas a los hábitat de exterior (edge), así como una disminución del escenario estético paisajístico percibido por la gente.

No obstante estos efectos negativos del proceso de homogeneización del paisaje vegetal a partir del abandono de tierras agrícolas y pecuarias en las zonas de montaña, este proceso lento en busca de la estabilidad, también está generando a corto plazo efectos ambientales positivos como la reducción de las tasas de erosión (Lasanta y García Ruiz, 1999), beneficios a la recarga de aguas en las zonas de montaña, la mejora de la calidad de agua. A largo plazo producirá una mejora en la calidad ecológica y ambiental (mayor producción de CO₂). Sin embargo, mientras se alcanza esa estabilidad, se produce un estado de inestabilidad con efectos negativos como el incremento en los incendios forestales (mayor biomasa por el matorral) y la vulnerabilidad de especies ya adaptadas a estos ambientes (Serrano *et al.*, 2000)

3.3.2.2.3. El papel de los incendios forestales en la regeneración de la vegetación Mediterránea

Diversos estudios han mostrado que los incendios forestales constituyen un factor ecológico de gran incidencia en la vegetación mediterránea (Naveh, 1975; Trabaud, 1989; Papió y Perdigó, 1994). Ya sean los incendios generados por la

misma naturaleza (tormentas o erupciones volcánicas por ejemplo), o debido a la utilización - desde el Neolítico- del fuego por parte de los humanos para la creación de pastos, y posteriormente para diversas prácticas agrícolas muy extendidas en Europa desde finales de la Edad Media hasta la actualidad. En las garrigas, durante la edad media, se provocaban regularmente los incendios para favorecer la cochinilla (*Kermococcus vermilio*) con el objetivo de obtener tintas rojas para teñir la lana (Delmas, 1958).

La explotación del medio por los humanos a lo largo de la historia ha dado lugar a un mosaico paisajístico diverso, particularmente en la cuenca mediterránea, caracterizada por una larga historia de explotación y aprovechamiento de recursos. El mosaico paisajístico, consecuencia de los diversos usos del suelo y grados de explotación de los terrenos, debe haber producido cambios importantes en la periodicidad, extensión e intensidad de los incendios forestales, en el sentido de disminuir el impacto y aumentar el control (Papió y Perdigó, 1994).

En los últimos años en Cataluña, la superficie afectada por los incendios forestales ha aumentado; ha pasado de unas 2.500 ha por año en los años 60 a más de 20.000ha de promedio a partir de 1973 (Generalitat de Catalunya, 1986). Es una problemática que afecta al conjunto de la cuenca mediterránea, en la que se ha incrementado el área quemada desde las 200.000 ha/año durante el período 1969-1971 a 550.000ha/año en el período 1975-1985 (Le Houérou, 1987). En las zonas mediterráneas europeas, el fuego tiende a seguir la densidad de la población humana estival (vías de comunicación, pueblos, segundas residencias). Lo cual se explica por los usos y aprovechamientos del medio por parte de la sociedad actual, que se caracteriza por la excesiva frecuentación del bosque por parte de la población urbana durante los días festivos y las vacaciones de verano (construcción de casas en la montaña, presencia de personas que encienden y lanzan cigarrillos dentro o en los límites del bosque, el abandono de muchas de muchas actividades de explotación del medio natural que no resultan rentables como la producción de carbón, la ganadería, las cortas de mantenimiento del bosque, etc.). Por ejemplo, en el Garraf, los campesinos a menudo cortaban la *Ampelodesma mauritanica* para los rebaños (cabras, ovejas), y también las ramas bajas de los pinos para favorecer su crecimiento. Al mismo tiempo, el rebaño de cabras limitaba el desarrollo de la garriga, mientras las zonas más planas se destinaban a los

cultivos (principalmente viñedos y cereales) (Panareda y Arola, 1999). Esta explotación tradicional contribuía a limitar el desarrollo de la vegetación y a reducir su homogeneidad. Cuando se originaba un incendio, la población rural se movilizaba para apagarlo. En consecuencia, el riesgo de incendio de grandes magnitudes era más reducido que el actual.

Según Panareda y Arola (1999) cada tipo de vegetación tendría su punto crítico a partir del cual el riesgo de incendio es máximo y cuando se reúnen determinadas condiciones (gran cantidad de biomasa, extensiones continuas de vegetación, viento de poniente) aumenta mucho la probabilidad de producirse un incendio `catastrófico`. Una alta frecuencia de incendios, los incendios controlados o cualquier tipo de explotación del bosque, contribuirían a retardar la llegada del punto crítico. Se plantea por tanto, que una política de supresión del fuego no es siempre la mejor manera de combatir sus efectos. Un ejemplo conocido es el del chaparral californiano, donde la supresión de los incendios controlados provocó incendios de mayores dimensiones, prácticamente incontrolados en condiciones climáticas favorables al incendio (altas temperaturas, sequía, extensiones continuas de vegetación).

En los países mediterráneos, donde las áreas forestales se encuentran mayormente en zonas montañosas, el uso de incendios controlados no es aconsejable. Pero la utilización exclusiva de las técnicas estándar de lucha contra el fuego, sin la adopción de medidas de ordenación del combustible para reducir su inflamabilidad, resulta asimismo peligrosa (Papió y Perdigó, 1994).

La mayoría de los paisajes tienen una estructura en parches que es importante para muchas especies de plantas y animales. Cuando un nuevo régimen de perturbaciones es introducido muchos cambios ocurren en el sistema. Cuando el régimen de incendios de un paisaje forestal es suprimido, se produce un efecto en 'cascada'. Baker (1992) empleó un modelo para estudiar este efecto,

analizando escenarios desde antes de los primeros asentamientos de colonos europeos en Boundary Canoe, Minnesota, hasta el presente. Encontró que cuando el tamaño y la frecuencia de las perturbaciones disminuían, debido a los asentamientos y a la supresión de los incendios, inmediatamente se producían cambios en la estructura del paisaje los cuales midió mediante la dimensión

fractal y el índice de diversidad de Shannon. Sus investigaciones revelaron que cuando el régimen de perturbaciones es modificado algunos parámetros estructurales cambian inmediatamente (forma, diversidad, riqueza), pero otros efectos (en tamaño, dimensiones fractales) son visibles hasta muchos años más tarde.

Sin embargo, en ambientes tan humanizados como los mediterráneos, en donde la vegetación actual se ha adaptado a las condiciones actuales, existe un porcentaje muy elevado de diferentes especies de árboles y arbustos capaces de rebrotar después de un fuerte incendio forestal por tanto el tipo de vegetación antes y después de la perturbación es la misma. (Gordi y Pintó, 2002). El impacto mayor de los incendios parece ocurrir sobre la fauna. Reptiles como la tortuga o ciertas aves han sufrido los efectos directos e indirectos de estas perturbaciones, de origen natural pero cuya intensidad y frecuencia es inducida por las actividades humanas. Pons (2001) señala por ejemplo que si bien hay especies de aves que no regresan a los espacios quemados después de muchos años, hay otras especies que llegan a estos sitios y emigran a medida que los procesos de sucesión natural de la vegetación ocurren.

3.3.2.2.4. Procesos de urbanización, infraestructuras, equipamiento y su vinculación con la fragmentación y la pérdida de biodiversidad y calidad ambiental.

El proceso de urbanización en áreas históricamente rurales implica un cambio en el estilo de vida de la población, en la manera como la gente visualiza y utiliza el medio ambiente. Consecuentemente, la estructura o el patrón espacial paisajístico así como su funcionamiento se ven modificados (Antrop, 2000).

El proceso de urbanización es un proceso complejo de difusión espacial causado por la interacción de diferentes factores que resultan en unos cambios físicos observables en los patrones paisajísticos resultantes (Antrop, 2000). Así, las urbanizaciones e infraestructuras como carreteras, vías de tren y aeropuertos reemplazan a los paisajes rurales y forestales.

La costa mediterránea es un ejemplo de este proceso de cambio paisajístico cuyos efectos negativos se expresan en la degradación y desaparición de ecosistemas locales. El desarrollo del turismo masivo iniciado en la década de los 60 trajo consigo el desarrollo de complejos habitacionales -segundas resi-

dencias- y hoteleros que ocuparon o se situaron en las inmediaciones de hábitats tan frágiles como la zona marítimo/ terrestre. Sitios de gran importancia ecológica dada su función de filtro entre los procesos terrestres y los marinos. Por ejemplo, la mayoría de las tierras bajas litorales ubicadas a lo largo de la costa del Mediterráneo son lugares clave para la reproducción o la migración de muchas poblaciones de aves (Farina, 1998).

Estas zonas litorales se han convertido en muchos casos en áreas sumidero forzando a las zonas de montaña o a las llanuras aluviales a convertirse en la fuente de alimentos, agua y energía, causando así una perturbación en el equilibrio metaestático del sistema (Forman y Godron 1986). Además de la contaminación y degradación que las aglomeraciones urbanas tienden a provocar (producción de residuos, contaminación de aguas, alto consumo de energía y agua entre otros).

Por otro lado, las redes de transporte, si bien constituyen una necesidad para la comunicación y la accesibilidad, donde los centros urbanos se comunican unos con otros a través de carreteras, líneas de tren, canales, líneas de alta tensión etc. son estructuras que fragmentan el paisaje y en muchas ocasiones se convierten en barreras al movimiento natural de las especies de fauna, dependiendo de el tipo de parche que atraviesen y de las características de la red. Por otro lado el surgimiento de redes como las autopistas, provoca una dinámica espontánea de aparición de estructuras y equipamientos de efecto cascada; surge por ejemplo una estación de combustible, posteriormente aparece un hotel, un restaurante, etc, fragmentando aún más el paisaje.

Sin embargo, esta fragmentación produce un fenómeno interesante que es la diversificación del paisaje, que le otorga un valor cultural distinto al que tenía antes así como una mayor complejidad funcional que usualmente tiene consecuencias negativas para los ecosistemas naturales. Por ejemplo, la canalización del agua con fines de riego o como control de las inundaciones, no solo han fragmentado los humedales sino que ha causado la desaparición de muchos de ellos, con las repercusiones que esto ha tenido sobre las especies que habitan estos sitios, sobre todo aves migratorias.

3.3.3. Atributos topológicos del mosaico paisajístico

Según MacGarigal (1995), los parches deben ser definidos siguiendo los siguientes criterios:

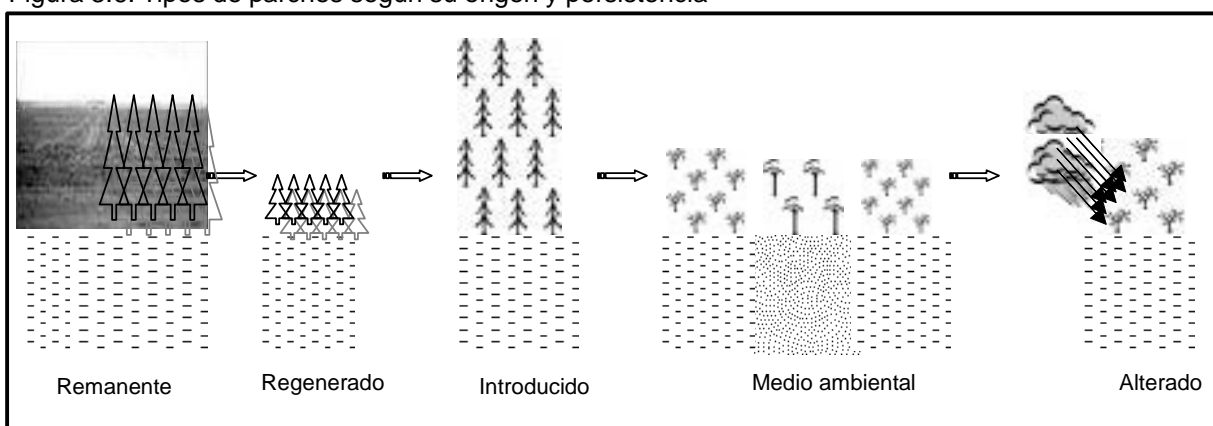
- 1) El problema que queremos señalar del fenómeno bajo investigación o manejo (especies, perturbaciones, etc).
- 2) Considerar los parches como unidades dinámicas pluriescales.
- 3) Las fronteras o límites entre parches tienen significado únicamente cuando están referenciados a una escala particular. Así por ejemplo, un parche tipo puede ser el bosque, pero si se detalla la escala de análisis, este mismo parche puede clasificarse en categorías distintas de bosque; bosque de encinas, bosque de alcornoques, etc. Una tipología y una topología como señala Antrop (2000).

Ahora bien, independientemente del criterio que se siga, los parches poseen unos atributos topológicos: el tamaño, la forma, el tipo o composición, el número y la distribución o el arreglo espacial (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997)

3.3.3.3.1. Composición y calidad de los parches que configuran el mosaico paisajístico

Los parches pueden ser clasificados de acuerdo a su origen, -sin olvidar que los fenómenos no son simplemente de causa a efecto. Bajo este concepto, se

Figura 3.6: Tipos de parches según su origen y persistencia



Fuente: Forman (1997)

identifican 5 tipos de parches: parches perturbados, parches remanentes, parches medioambientales, parches de regeneración y los parches introducidos. Un quinto tipo de parche es el parche 'efímero' producto de cortas fluctuaciones ambientales. Por ejemplo un parche estacional de hierbas en pleno desierto, lo que permite a ciertos animales alimentarse. (Forman y Godron, 1986).

Un elemento que en la práctica se utiliza para identificar los tipos de parche, es el tipo de cubierta del suelo, entendida esta como un reflejo del uso mismo de la tierra. La tipología y la topología que de esta se deriva, dependerá no solo del objetivo del estudio, sino también de la escala en la que se encuentra la información, particularmente cuando se emplean fotos aéreas o imágenes de satélite.

3.3.3.2. *El tamaño de los parches*

Además del tipo de fragmento, el aspecto más fácilmente reconocible de los parches es su tamaño o área. En términos generales, la cantidad de energía y nutrientes almacenados o movilizados en una parcela de un tamaño dado es la misma que si la parcela está dentro de un parche pequeño o un parche grande. Por lo tanto, la cantidad de energía o nutrientes en un parche es simplemente proporcional al área del parche. Los parches grandes contienen más energía y nutrientes minerales que los parches pequeños (Forman y Godron, 1986).

Los efectos del tamaño del parche sobre la cantidad, tipos y flujos de especies no están aun esclarecidos. Y no está clara su relación con la biodiversidad. Sin embargo, se señalan algunas ventajas importantes, ya sea en el caso de parches grandes o pequeños. Las ventajas más importantes de los grandes fragmentos son: asegurar la calidad del agua y la protección de los acuíferos y láminas de agua, la conexión a través del paisaje, la posibilidad de mantener hábitats de especies de interior y ser refugio para vertebrados que necesitan hábitats de grandes extensiones, ser fuente de distribución de especies a lo largo de la matriz, constituir áreas de amortiguamiento para hacer frente a posibles extinciones causadas por cambios ambientales (Forman, 1997).

En el caso de los parches pequeños éstos constituyen hábitats y zonas de paso para la dispersión de las especies, desde ellos pueden dispersarse propágulos que permitan la recolonización de nuevas localidades y además

mantienen poblaciones propias de los ecotonos. Los parches pequeños producen una alta heterogeneidad paisajística, así como una posibilidad de huida y refugio de depredadores, son el hábitat de especies que sólo viven en pequeños fragmentos, además de constituir espacios de protección de hábitats pequeños y de algunas especies raras. Forman (1997) resume la función de los parches en el paisaje con la siguiente frase: "Grandes fragmentos, grandes beneficios y pequeños fragmentos, pequeños beneficios complementarios".

El tamaño o área de los parches es un atributo estrechamente relacionado con las funciones ecológicas. El número de especies de un determinado parche es a menudo función creciente de su superficie. Esto es lo que señala la teoría de la insularidad biogeográfica (Mac Arthur y Wilson, 1967), según la cual el número de especies de un hábitat aislado aumenta en relación directa con el tamaño del hábitat y en relación inversa con la distancia a otros hábitats similares. Principio aplicable cuando el aislamiento es por causas naturales (islas, lagos, hábitats culminales de alta montaña, etc.) o producto de las actividades humanas (parches residuales de bosques en áreas agrícolas).

Una de las explicaciones de la disminución de la diversidad con el tamaño del parche se relaciona con el concepto de población mínima viable (Meffé y Carroll, 1994). La disminución de la superficie del hábitat a menudo determina que las poblaciones de muchos organismos, disminuyan por debajo del tamaño mínimo viable, y consecuentemente, desaparezcan. No todos los organismos tienen los mismos requerimientos de hábitat y el número efectivo de individuos que puede soportar el parche es diferente según la especie y, por tanto, la reducción del hábitat afectará a cada taxón de forma diferente. En general se observa que las especies de tamaño más grande y que ocupan los niveles superiores de la cadena trófica, como son los grandes carnívoros, son los que se encuentran en una densidad menor y, por tanto, tienen unos requerimientos de hábitat más grandes. Estas especies son, por este motivo, especialmente vulnerables a la fragmentación del hábitat.

3.3.3.3. *Forma de los parches*

Otro atributo importante de los parches es su forma la cual está vinculada con los procesos ecológicos. De acuerdo con Forman (1997), la forma de los parches está relacionada con su origen, así, encontramos que los parches naturales (bosques sin intervención humana por ejemplo) presentan en general formas curvilíneas o con aspecto de ameba, es decir formas complejas.

De acuerdo con la geometría fractal, las formas con perímetros muy irregulares (como de ameba) poseen una dimensión fractal, que se traduce en un valor numérico de fracción (0.23, 0.54, etc) en la relación perímetro/ área, opuesta a una dimensión euclidiana cuyo cociente perímetro/ área es un número entero (1 o 0) debido a su forma circular o de cuadrado. Su uso es muy útil para ayudarse a caracterizar y analizar los cambios en la complejidad y los procesos de fragmentación. Entre más pequeños sean los parches y más regulares sean, menor será su dimensión fractal.

Las dimensiones fractales están de esta manera relacionadas con los procesos que dan origen a las formas de los parches. Por ejemplo, Mandelbrot (1977) señala que las estructuras paisajísticas controladas por factores topográficos e hidrológicos pueden producir dimensiones fractales mayores a 1.5. Por otro lado, Iverson (1988), afirma que tales dimensiones son esperadas en paisajes como humedales (marismas, lagunas, ríos) o bosques deciduos con poca intervención o modificación antrópica. Por el contrario, los parches de origen humano, como las plantaciones o los cultivos, presentan formas más bien euclidianas.

En el caso de bosques o parches de bosque rodeados por una matriz agrícola, su perímetro generalmente es una línea recta, por tanto la compleja frontera 'natural' no existe, resultando en una baja dimensión fractal. Iverson, (1988) encontró diferencias significativas entre el bosque caducifolio natural y el bosque perennifolio compuesto por plantaciones de pino. En el primero, las dimensiones fractales algo más altas (1.35), sugiriendo formas y fronteras irregulares. En el segundo, los parches eran de tamaños pequeños y regulares en su geometría, debido a que eran plantaciones de pino cultivadas en parcelas agrícolas abandonadas, de allí que las dimensiones fractales eran menores (1.25). Además sus resultados mostraron como las dimensiones fractales oscilaron entre a) muy ba-

jas en parches pequeños y altamente manipulados a b) dimensiones intermedias en cultivos o tipos de bosque cuyas fronteras están influenciadas por una combinación de fenómenos, hasta c) dimensiones altas en el caso de humedales (lagunas, marismas, ríos) en estado natural, es decir donde la actividad humana no ha intervenido o ha intervenido poco.

La elongación (estructuras delgadas y alargadas) y la irregularidad perimetral son consideradas las dos principales magnitudes relacionadas con la forma del parche. La elongación es el cociente entre la longitud y la anchura del rectángulo menor circunscrito al parche. Cuanto más alargada sea la forma del parche más importante es el efecto borde. La irregularidad está en correspondencia con el número de lóbulos (Forman, 1997).

Respecto a la funcionalidad ecológica que tienen las formas de los parches, se dice que formas compactas son áreas propicias para la conservación de especies, las formas irregulares son generalmente zonas de intercambio de especies, e información, mientras que las laberínticas son formas en red que permiten la conducción o el transporte de materia, energía e información (Forman y Godron, 1986).

Dentro de las implicaciones de las relaciones forma/función en los parches se señalan las siguientes:

-Los parches alargados son menos efectivos para la conservación de los recursos internos. Por el contrario, los parches compactos son más efectivos para la conservación y presentan una mayor biodiversidad.

-Los parches con perímetros irregulares facilitan el establecimiento del intercambio de materia, energía, especies e información.

El efecto principal de la forma sobre los procesos ecológicos que tienen lugar en los parches está relacionado con el efecto borde. Existe un gradiente de condiciones ambientales desde el borde del parche donde impera un ambiente de margen hacia el interior o el núcleo del parche (Forman y Godron, 1986; Farina, 1998).

Hasta el momento, diferentes autores han señalado, que esta zona de transición, denominada zona borde ("edge"), localizada entre dos parches adyacentes, o entre un parche y la matriz del paisaje, se caracteriza por una mayor diver-

sidad biológica, debido a que allí confluyen especies poco exigentes de los hábitats adyacentes y de otras que explotan diversos hábitats para obtener los requerimientos necesarios para la satisfacción de sus funciones biológicas (caza, reproducción). Por el contrario, el interior de los parches es definido como una zona de refugio con pocos intercambios entre los parches adyacentes, por esa razón, es el hábitat de las especies más exigentes por lo que se refiere a los requerimientos ecológicos. La existencia de unas condiciones ambientales de interior dependerá del tamaño del parche.

3.3.3.4. Arreglo y distribución espacial de los parches

La configuración espacial de los parches, es decir el patrón o arreglo espacial que estos tengan, si bien podría ser aleatorio, en la mayoría de los casos, y sobre todo en sistemas complejos como los paisaje humanizados, la distribución espacial de los parches obedece a unos factores de organización, a unas leyes físicas generales, a causas físico naturales pero también a factores culturales, políticos, económicas, tecnológicas. Los procesos de organización espacial son además escala dependiente. Es decir, que la organización espacial de los parches puede estar condicionada por factores relacionados con fuerzas locales, regionales y globales o la combinación de una o varias escalas. Estos efectos escalares también están influenciados por la dimensión temporal; los patrones de organización espacial varían en el tiempo. Un ejemplo de esta influencia escalar, es la integración progresiva de los territorios a un modelo económico mercantil responsables de la rápida ocupación y la utilización de las tierras desde el siglo XIX (Burel y Baudry 2002), o del actual modelo de economía globalizada que se traduce en una organización espacial más relacionada con los avances en las redes de transporte y telecomunicación de finales de siglo. Otro ejemplo de esta relación escalar, en este caso por fuerzas antropogénicas, es el efecto que a tenido la Política Agraria Comunitaria (PAC) sobre los paisajes, la cual no ha actuado por igual en todos los territorios comunitarios, siendo las regiones de montaña las más desfavorecidas, igualmente unos países han sido más impactados que otros.

El arreglo espacial del mosaico paisajístico, y de sus elementos (parches, corredores, etc) es por tanto un indicativo de los factores que les dieron origen,

pero sobre todo de los procesos de perturbación humana a los que han sido o están siendo sometidos, de esta manera, ecosistemas naturales como los humedales, tienen una naturaleza concentrada en función de la pendiente y el tipo de suelos, sin embargo, las prácticas agrícolas y urbanísticas han modificado en diferentes grados estos patrones, causando una mayor dispersión entre sus parches. El bosque que originalmente cubría bastas extensiones en las llanuras aluviales en la mayoría de los casos ha desaparecido dejando solo pequeños parches relictos dispersos en el territorio, inmersos en una matriz agrícola.

Desde el punto de vista de las leyes biofísicas, cada grupo o nivel de organización de los parches tiene factores de control diferente, por ejemplo, las playas tienen un patrón de organización distinto al del paisaje de ribera, y por tanto unos factores de origen y control también distintos. Asimismo los patrones espaciales de los paisajes agrarios son organizados en relación con una serie de factores biofísicos, agronómicos y culturales.

Los patrones espaciales actúan además como medios de integración, propagación o de barrera a los distintos procesos que ocurren en el mosaico paisajístico (Forman y Godron, 1986). Por ejemplo un parche puede ser el punto de propagación de un incendio forestal (matorral), de una plaga (un cultivo por ejemplo) o la fuente de dispersión y diversidad de especies (parche de bosque denso), contaminación y degradación de aguas subterráneas (cultivos bajo un fuerte uso de agroquímicos, centros urbanos con sobreexplotación de mantos acuíferos, etc). O por el contrario un parche puede ser una barrera a la detención del fuego (pantano, un río, un lago, marismas), a la dispersión de especies (paisaje de ribera), o servir como zona de amortiguamiento a la contaminación, a las inundaciones (parches de bosque).

3.3.4. Caracterización de la estructura del paisaje a través de índices basados en atributos como la forma, el tamaño, el arreglo espacial y la diversidad paisajística

En un intento por cuantificar la heterogeneidad y complejidad de la estructura del paisaje, investigadores de la ecología del paisaje como Forman y Godron (1986), Turner y Gardner (1990), Ritters *et al.* (1995), O'Neill *et al.* (1998), MacGarigal y Marks (1995), Hargis, Bissonette y David, (1998), Burel y Baudry

(2002) entre otros, han desarrollado una serie de índices para el análisis de los patrones espaciales.

El desarrollo de índices cuantitativos, dirigidos al análisis del mosaico paisajístico por parte de la ecología del paisaje está basado en atributos geométricos de carácter euclidiano y fractal, como el tamaño, la forma y el arreglo espacial de los parches, normalmente identificados con base en los usos y cubiertas del suelo. Sin embargo, hay aquellos que también trabajan con parches funcionales (Ferrerías, 2001; Chardon *et al.*, 2003)

Gustafson y Parker (1992) y Hargis *et al.* (1998), han desarrollado análisis matemáticos de valores esperados - paisajes simulados- usando ecuaciones para cada medición espacial. Otros como McGarigal y Marks (1995) han desarrollado análisis espaciales basándose en un enfoque empírico. De estos últimos trabajos ha surgido el software Fragstats, primero desarrollado para entornos MS-2 y más tarde como una extensión o interfaz del SIG Arc-Info. También se ha desarrollado el software Patch Analyst (Rempel *et al.*, 1999), un programa con similitudes pero también con diferencias respecto al Fragstats, el cual trabaja como una extensión del Arc-View.

¿Cómo saber si una medición particular provee una única contribución a nuestro conocimiento de la estructura del paisaje y a la fragmentación u homogeneización de hábitats, o simplemente repite información ofrecida por otras mediciones y por el grado de la perturbación?

Según Li *et al.* (1993), las correlaciones entre la mayoría de estos índices son de alguna manera esperadas, debido a que estos indicadores están basados en un número limitado de parámetros; tamaño del parche, forma, ratio área/perímetro, y distancia entre parches.

Ritters *et al.* (1995) investigaron 55 índices desarrollados por diversos autores para tipificar la estructura del paisaje y encontraron una baja correlación en la mayoría de parámetros usados en tales índices, concluyendo que estos podían ser reducidos a seis mediciones generales del patrón paisajístico y estructural:

- el radio perímetro/área promedio

- El índice de contagio
- Dimensión fractal
- El cociente área/perímetro del parche
- El número de clases de atributos (tipos de parche)
- La densidad de los parches

Hargis *et al.* (1998) afirman que las correlaciones de Ritters *et al.* (1995) fueron bajas debido principalmente a que éstas estaban basadas en aplicaciones en paisajes actuales, en donde no se puede controlar el tamaño, la forma ni el grado de perturbación del hábitat. Por el contrario, en paisajes simulados ellos encontraron correlaciones altas entre algunos de los índices antes analizados por Ritters *et al.* (1995): densidad del edge, el índice de contagio, distancia media del vecino más cercano, índice de proximidad media, dimensión fractal. Hallaron una correlación especialmente alta entre el índice de contagio y la densidad del edge. Sin embargo encontraron que el índice de distancia media al vecino más cercano (NNN) y el índice de distancia media de proximidad (Prox) presentaban correlaciones bajas con otros indicadores. Sugirieron además, que algunas mediciones de distancia entre parches (como el NNN) deberían ser incluidas en el análisis propuesto por Ritter *et al.* (1998) y por McGarigal y Marks (1995). En efecto, las nuevas versiones del fragstat incorporan estos índices en el análisis.

Cada uno de los índices antes mencionados presenta fortalezas y limitaciones (Hargis *et al.* 1998). Por ejemplo se reconoce que un primer efecto de la fragmentación de los hábitats es el incremento de la zona edge del parche, el cual es efectivamente cuantificado a través del índice "densidad del ecotono" («edge density»). Esta medición es enteramente dependiente del radio entre el área del parche y el área del edge. Así los paisajes con pequeños parches o parches con formas irregulares tendrán valores más altos de densidad del edge que los paisajes con parches de grandes extensiones o de formas simples, siempre que ambos tengan un mismo régimen e intensidad de perturbaciones. Lo cual explica que la densidad del edge aumente con un incremento de las perturbaciones. Si el régimen de perturbaciones es distinto, y los parches pueden al mismo tiem-

po disminuir o aumentar, este índice no tendrá correlación con los procesos ecológicos relacionados con el incremento en las perturbaciones.

El índice de contagio diseñado para cuantificar el grado de agregación espacial de un cierto tipo de paisaje (O'Neill *et al.*, 1988; Li y Reynolds, 1993), o como medida de conexión entre parches de una misma clase o entre diferentes tipos de paisaje no es sensible a los patrones espaciales en presencia de parches extremadamente dispersos (Hargis *et al.*, 1998). Es decir, aunque los paisajes con parches muy cercanos producen agregación real, el índice de contagio no resulta significativamente distinto de aquel patrón con parches extremadamente dispersos. Ambos índices reflejan el grado en el cual cualquier tipo de parche está conectado según tamaño y forma. Además, estos dos índices están altamente correlacionados el uso de ambas mediciones para cuantificar los patrones paisajísticos es redundante. Su uso depende del objetivo de la investigación, el índice de densidad del edge es recomendado cuando se estudian hábitats borde. Y el índice de contagio cuando se estudian temas referentes a la percolación.

El índice 'distancia promedio al vecino más próximo' y el índice de adyacencia. En el primer caso el índice muestra la separación espacial entre parches de un mismo tipo, distancia que aumenta exponencialmente con el incremento en las perturbaciones, independientemente del tipo de parche o del modelo de perturbación (Gustafson y Parker, 1992). Este índice corregido con la desviación estándar permite evaluar mejor el grado de dispersión o agregación de los parches pertenecientes a una misma clase paisajística (uso o cubierta del suelo) (MacGarigal y Marks, 1995). Su mayor limitación es que no permite de incluir el paisaje total en los cálculos. Las mediciones sólo son aplicables a distancias entre los parches de una misma cubierta del suelo. El índice de adyacencia muestra el grado de dispersión espacial que tienen los parches según clases paisajísticas.

El índice de 'proximidad media' es una medida eficiente del aislamiento de los parches cuya propiedad más notable es el cambio radical en los valores asociados con la percolación de las perturbaciones a lo largo de todo el paisaje (Gustafson y Parker, 1992). El índice está influenciado por el efecto de percolación,

lo que significa que las distancias entre vecinos próximos se calculan según el criterio de distancia/costo considerando la matriz entre los parches, contrario a un criterio euclidiano en el que las distancias se calculan siguiendo una línea recta entre los parches. La distancia costo, basada en la teoría de la percolación, muestra una curva de respuesta sigmoïdal con incremento en el grado de perturbación, según el entorno por el que atraviesa, que asemeja la curva de probabilidad de percolación para paisajes heterogéneos (Gardner y O'Neill, 1991). Sin embargo cuando se llega a un punto denominado "probabilidad crítica de percolación", se genera una línea recta. Dado que el área del parche es empleada para el cálculo, el tamaño de los parches afecta el índice. El uso de este índice es más apropiado para niveles de perturbación por debajo de la probabilidad crítica de percolación y en paisajes con baja densidad de parches y donde existen diferentes niveles de aislamiento, tales como estudios comparativos de distribución de especies y de patrones espaciales de las metapoblaciones (Hargis *et al.*, 1998).

El índice 'dimensión fractal perímetro/área' es una de las tantas dimensiones fractales empleadas en el análisis de datos geográficos (Burrough, 1986; Olsen *et al.*, 1993). Su aplicación está recomendada cuando se estudia la irregularidad de los parches edge y el efecto de esta irregularidad sobre los patrones paisajísticos. Tiene una ventaja sobre el índice 'densidad del edge' y otras mediciones del hábitat borde y es que su valor es teóricamente escala- independiente. Sin embargo, el concepto de invarianza escalar no se aplica a paisajes que exhiben cambios en sus patrones paisajísticos (Krummel *et al.*, 1987; Turner *et al.*, 1989; Milne, 1992). Es decir, si la irregularidad en la forma de los parches individuales no cambia significativamente, aún cuando haya un cambio en el grado de perturbación, la respuesta estadística es una curva casi lineal. Para corregir este sesgo en el cálculo de la dimensión fractal, el índice se ha corregido considerando el tamaño de los parches ayudando así a comprender la existencia de relaciones escalares entre formas y procesos ecológicos (Hargis *et al.*, 1998).

Los índices de diversidad como el índice de diversidad de Shannon o de Simpson y el índice de abundancia de Shannon, entre otros, han sido adaptados al estudio de la diversidad paisajística (McGarigal y Marks, 1995; Rempel *et al.*, 1999). En el caso del índice de Shannon, este permite evaluar la diversidad

IV. EL CONTEXTO GEOGRÁFICO

IV. EL CONTEXTO GEOGRÁFICO

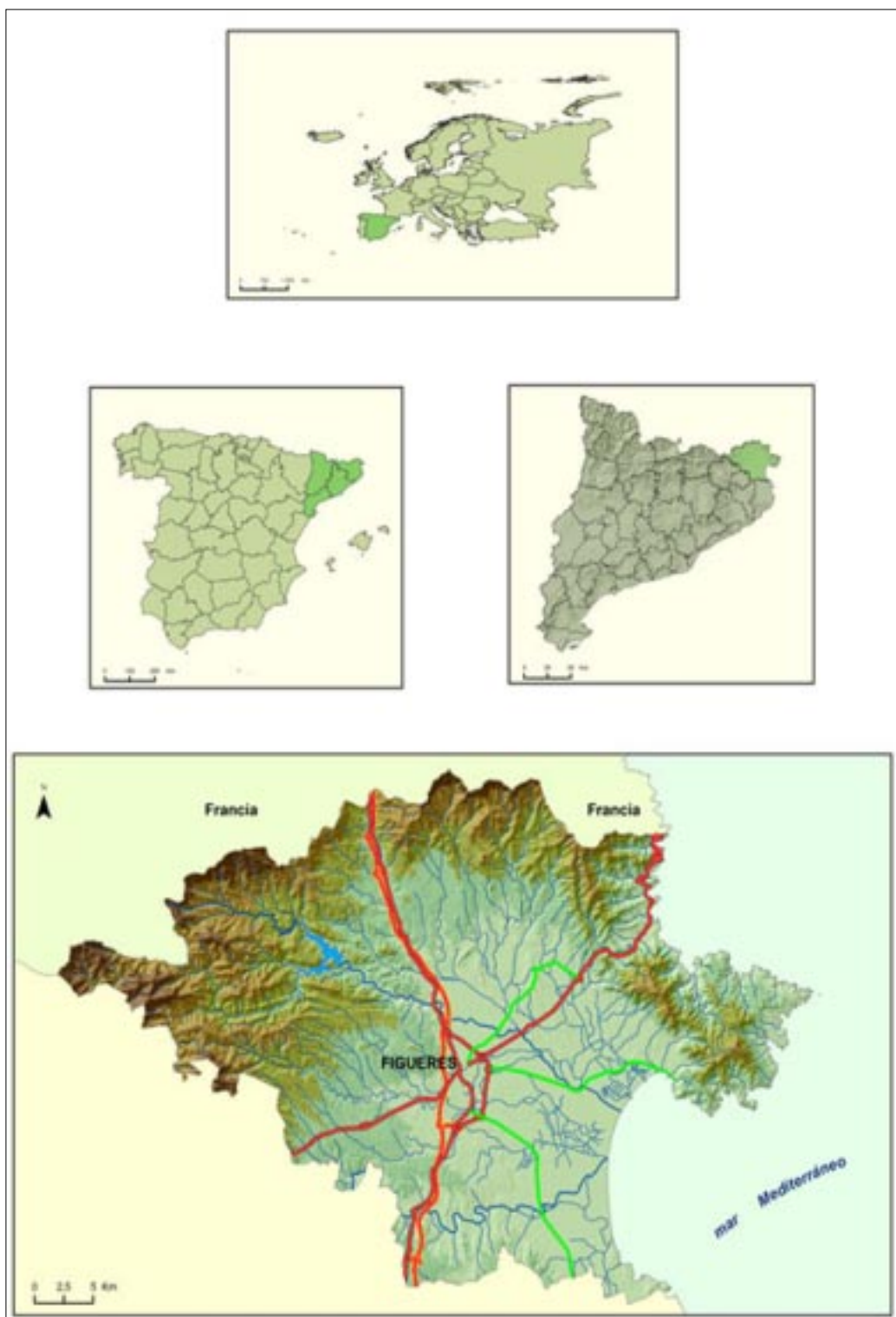
4.1. Situación y límites

La comarca administrativa del Alt Empordà se corresponde con la parte septentrional de las dos en que se divide la gran comarca natural de *l'Empordà*. Situada en el extremo nororiental de Cataluña, la comarca está abierta por el este al mar Mediterráneo. Al norte y al noroeste las sierras pirenaicas establecen la línea fronteriza con Francia. Al oeste limita con la comarca de la Garrotxa y por el sur con las del Gironès y el Baix Empordà (ver Mapa 4.1).

El Alt Empordà tiene una extensión de 1273 km² y está constituida por 68 municipios que en el año 2002 sumaban la cifra de 106.840 habitantes (IEC,2003).

Desde un punto de vista fisiográfico la comarca se asemeja a un gran anfiteatro de orientación NW-SE (ver Mapa 4.2). Ocupando su centro se encuentra una extensa llanura aluvial abierta al mar y envuelta por varias alineaciones montañosas. Dicha llanura se corresponde con la cubeta septentrional de la depresión ampurdanesa y presenta una topografía muy llana con altitudes que aumentan suavemente desde la costa hasta los 100 m de altitud en las partes más interiores y distantes al mar. Los ríos Muga, Manol y Fluvià, junto con varios de sus afluentes, atraviesan dicha llanura en sus cursos bajos, con trazados de tipo meandriforme.

Mapa 4.1: Situación geográfica de la comarca del Alt Empordà



Fuente: Elaboración propia.

Mapa 4.2: Fisiografía del Alt Empordà



Fuente: Elaboración propia

Al norte la llanura limita con los Pirineos axiales. De oeste a este se suceden la sierra de les Salines (que con 1443 m constituye la máxima altitud comarcal); la sierra de l'Albera (1256 m), y el macizo del cap de Creus (670 m en el punto culminante de la sierra de Rodes), lugar en el que los Pirineos se zambullen en el mar.

El sector denominado Garrotxa d'Empordà formado por los relieves más orientales del Prepirineo, con el Bassegoda (1373 m) la Tossa d'Espinau (1089 m) y el Mont (1124 m), constituye el límite occidental con la comarca vecina de la Garrotxa.

A través de la sierra de la Creu se enlaza en dirección sureste con el sector del Terraprim d'Empordà constituido por un conjunto de sierras suavemente onduladas y de baja altitud (209 m en el Puig de Mas Riera).

Entre el sector de Terraprim y el macizo del Montgrí, ya en el extremo sur de la comarca, se interpone el denominado corredor d'Albons, pasillo abierto por el curso fluvial del río Ter, antes de ser desviado definitivamente, a comienzos del

siglo XIV, a su curso actual, y lugar donde las llanuras aluviales del Alt y el Baix Empordà entran en contacto.

En la comarca del Alt Empordà se reconocen hasta cuatro dominios paisajísticos (Gordi, 2000): la montaña, la llanura aluvial, el dominio fluvial y el cordón litoral. En este trabajo, a efectos de estudiar la variación en la estructura del paisaje provocada por los cambios en las cubiertas del suelo se distinguirán cinco grandes unidades de paisaje (ver Mapa 4.3): el cabo de Creus, el sector Salines-l'Albera, la Garrotxa d'Empordà, el Terraprim d'Empordà y la Plana, individualizadas por diferentes características biofísico y socioeconómicas, quedando el cordón litoral integrado dentro de la última unidad mientras que los paisajes fluviales son comunes a todas ellas. Asimismo, entre la sierra de l'Albera y la llanura aluvial se interpone una zona de transición formada por un conjunto de colinas y terrazas de erosión que no se elevan por encima de los 200 m de altitud, el piedemonte de la montaña, conformados a partir de depósitos coluviales denominados localmente *aspres*.

Las unidades paisajísticas presentan una identidad territorial, vinculada sobre todo a la dinámica poblacional y a las actividades productivas desarrolladas desde épocas pasadas. En términos generales, la mayoría de los asentamientos humanos en las zonas de montaña y en el piedemonte son continuidad de los establecimientos de la época medieval, lo cual se manifiesta en su distribución espacial equidistante entre los distintos núcleos urbanos, así como por una problemática rural similar caracterizada por el despoblamiento y el abandono de las tierras agrícolas. En el caso de la Plana, aunque también se ha visto afectada por la problemática rural, ésta se encuentra en mejores ventajas socioeconómicas, debido fundamentalmente al desarrollo de Figueres como ciudad intermedia; lo que ha permitido absorber mucha de esta población campesina incorporándola a las diferentes actividades productivas tanto urbanas como rurales pero sobre todo al sector servicios y a la construcción. Paralelamente se ha mantenido la tradición agrícola motivada básicamente por las condiciones edáficas favorables que tiene la llanura y por el desarrollo del sistema de regadío, apoyado en el pantano de Boadella, que ha promovido el desarrollo de los cultivos de secano.

Mapa 4.3: Unidades de paisaje del Alt Empordà



Fuente: Elaboración propia

El litoral ha sido el sector que ha presenciado los cambios más rápidos e intensos debidos fundamentalmente al turismo masivo de sol y playa desarrollado a partir de la década de los años 60. Cambios que han modificado la dinámica territorial, desde la estructura socio económica y poblacional hasta el paisaje mismo, incluyendo la degradación de los hábitats naturales.

3.2. Contexto biofísico

3.2.1. Topografía, geología y geomorfología

El arco de montañas que envuelve la comarca por el norte, el sur y el oeste está constituido por relieves pertenecientes a tres unidades distintas: el Pirineo axial, el Subpirineo y los Prepirineos.

Al Pirineo axial pertenecen las estribaciones más meridionales de los Pirineos orientales, cuyas alineaciones montañosas cierran la comarca por el norte. La

altitud de estas sierras se atenúa progresivamente de oeste a este, desde el Vallespir hasta el cabo de Creus. Las máximas altitudes se consiguen en el macizo de las Salinas (1443 m en el Roc de Frausa) y en la sierra de l'Albera (1256 m en el Puig Neulós) hasta descender a los 605 m de la sierra de la Balmeta y, más hacia el este, los 670 m de la sierra de Rodes ya en el cabo de Creus. Este sistema, denominado localmente Vallespir-Roselló-Alt Empordà, constituye un macizo granítico-esquistoso de origen intrusivo-metamórfico modelado en materiales paleozoicos afectados por los plegamientos hercinianos y levantados posteriormente en la orogenia alpina (la litología de la comarca se ha representado en el Mapa 4.4, simplificado a partir de IGME (1978) e ICC (2002)).

El río Llobregat, afluente de la Muga, separa la sierra de las Salinas de la sierra de l'Albera, unidades diferenciadas en cuanto a su litología.

La unidad Albera-cabo de Creus está formada por materiales del zócalo herciniano que presentan una esquistosidad regional y están afectados por pliegues de dirección NNW-SSE, deformados a su vez por otros de dirección NE-SO. Los materiales son de edad cambroordoviciana y forman una serie metasedimentaria de unos 2000 m de potencia formada por rocas calcáreas marmorizadas, calcoareniscas, metapelitas, grauvacas, areniscas y cuarcitas. Además de estar afectados por el metamorfismo regional herciniano estos materiales muestran metamorfismo de contacto debido a la intrusión del batolito granítico de Rosas-Rodes, básicamente granodiorítico y con afloramientos leucograníticos en sus márgenes. Abundan también las rocas filonianas como las aplitas y pegmatitas, los pórfidos graníticos y los filones de cuarzo.

La unidad las Salinas comprende materiales del zócalo paleozoico: gneis y esquistos, y de la cobertera mesozoica y paleógena en contacto discordante. En la unidad aflora también el batolito de Sant Llorenç de Cerdans-La Jonquera que presenta gran variedad de facies: granodioritas, tonalitas, leucogranitos, granitos biotíticos y granitos monzoníticos. Las rocas filonianas también están presentes con pórfidos, aplitas, pegmatitas y filones de cuarzo.

La litología ha condicionado la aparición de diferentes formas de relieve. Así por ejemplo los salientes rocosos se localizan en los sectores donde predominan las rocas más resistentes como el gneis o las cuarcitas y en los materiales graníticos se observan berrocales de poca extensión con caos de bolas. Las superficies de erosión o arrasamiento se manifiestan con mayor claridad en los sectores donde predominan las filitas, los esquistos y los granitos.

El Subpirineo está representado en los relieves del sector del Bassegoda (1373m) y de la Mare de Déu del Mont (1124 m), en la zona occidental de l'Alt Empordà ya en el límite con la comarca de la Garrotxa.

El relieve está constituido por una potente serie paleógena de materiales margosos y carbonatados dispuestos en dirección este-oeste y vergencia hacia el sur. Se interpreta como parte de la cobertura terciaria, despegada y desplazada hacia el sur desde el Pirineo axial.

En este sector la configuración física del territorio responde en gran medida a la acción de la erosión diferencial. Los materiales más blandos y erosionables como las margas y las arcillas han dado lugar a sectores topográficamente deprimidos, mientras que aquellos más resistentes, como las calizas y otros tipos de rocas carbonatadas afloran en los sectores más elevados.

A la unidad del Prepirineo pertenecen un conjunto de materiales mesozoicos y paleógenos que constituyen unas escamas o mantos de corrimiento desplazados varias decenas de kilómetros de su posición inicial, y que se encuentran cabalgando sobre materiales de otros períodos geológicos. Se han distinguido tres conjuntos o unidades:

a) El sector Masarac-Ullastre-Mont Pedrós.

Formado por materiales del Buntsandstein, del Muschelkalk y del Cretácico superior. Dan lugar a las modestas sierras de Altrera (162 m) y Mont Pedrós (92 m).

b) El sector Biure-Bac Grillera.

En Biure se observa una escama formada por materiales calcáreos y carbonatados muy plegados del Triásico (Muschelkalk y Keuper), Jurásico (Lias)

y Cretácico superior. En Bac-Grillera los materiales son del Keuper, Lias y Cretácico superior, replegados y cabalgando sobre el Eoceno del Subpirineo.

Se calcula que las dos escamas se habrían desplazado unos 10 km desde su posición inicial en el punto actualmente ocupado por Amélie-les-Bains.

c) El sector Figueres-Montgrí.

Se extiende desde el norte de Pont de Molins hacia Llers, oeste de Figueres, norte de Cistella, Vilanant y Avinyonet de Puigventós. Continúa por debajo de los materiales pliocuaternarios de relleno de la fossa del Empordà hasta L'Escala y el macizo del Montgrí, con pequeños afloramientos al norte de Sant Mori y Albons. Las ruinas de Ampurias se sitúan sobre estos materiales. La escama esta constituida por arcillas y evaporitas del Keuper, que actuaron de nivel de base lubricante, y calcáreas y otras rocas carbonatadas del Jurásico y Cretácico. Esta escama se calcula que se desplazó entre 15 y 50 km de su posición inicial.

La conexión entre los macizos montañosos y la llanura aluvial es progresiva mediante los glacis de acumulación, los conos de deyección y los glacis de erosión o piedemontes dando lugar a un descenso paulatino de la altitud, desde los 1400m en la cima de las Salinas, en el eje pirenaico, hasta los 200m en los materiales que rodean el pantano de Boadella o los 100 metros en el piedemonte que enlaza con la llanura aluvial.

Un ejemplo particular de esta transición entre las altas sierras y el llano lo constituye los llamados “aspres” localizados principalmente en el sector nororiental de la cuenca sedimentaria; entre el río Llobregat y el noroeste de Rosas, y extendiéndose entre los términos municipales de Capmany, al oeste, y Palau-Saverdera al este (Pavón y Ventura, 2002). Los “aspres” se caracterizan por una morfología ondulada, pero especialmente por la presencia de suelos muy pedregosos y pobres en nutrientes, aptos principalmente para el cultivo de la viña y el olivo; actualmente cubiertos en su mayoría por el matorral.

La llanura aluvial que ocupa el centro de la comarca tiene su origen en una fosa o depresión tectónica formada durante la etapa distensiva de la orogenia alpina, entre el Oligoceno y el Plioceno, y rellenada posteriormente por depósi-

tos aluviales aportados por la red fluvial y de tipo coluvial en el contacto con los relieves que la enmarcan. Está ligeramente inclinada hacia el sureste, con una topografía plano-ondulada en los bordes y perfectamente llana en el centro y hacia el este. Las cotas están siempre por debajo de los 100 metros sobre el nivel del mar.

Los materiales de relleno de la fosa de L'Empordà, correspondientes al Neógeno y al Cuaternario, se clasifican de la forma siguiente:

Mioceno: materiales de origen continental y de facies aluvial-fluvial. Consisten en ruditas, arenitas y lutitas.

Plioceno continental: se localiza en el margen norte de la llanura, entre Cistella y Sant Climent Sescebes. Se encuentran gravas, arenas arcósicas, arcillas y limos.

Plioceno marino: presenta una gran dispersión de afloramientos. Básicamente se encuentran margas azules, arenas con intercalaciones de gravas y conglomerados.

Cuaternario: los depósitos de este período se clasifican de la siguiente forma:

-depósitos aluviales: terrazas fluviales, depósitos de inundación, conos de deyección, glaciares, depósitos de llanura deltaica.

-coluviones: se localizan al pie de las sierras circundantes, principalmente en el contacto entre la sierra de Rodes y el llano, entre Garriguella y Roses.

-depósitos asociados a la dinámica marina: playas, cordones litorales, marismas.

-depósitos eólicos: dunas litorales.

-depósitos arcillosos residuales: "terra rossa" en el fondo de las dolinas de los relieves calizos de Terrades y Llers.

La dinámica distensiva favoreció la aparición de fenómenos volcánicos cuyo testimonio son los pequeños afloramientos de materiales volcánicos como las traquitas de Vilacolum y los basaltos de Arenys d'Empordà, Pedret, Llers, Castelló d'Empúries, Baseia y Cadaqués.

En la llanura altoampurdanesa se distinguen dos unidades paisajísticas, el llano agrícola que ocupa la mayor parte del territorio y una franja litoral de aproxi-

madamente 4km de anchura donde se encuentran pequeñas albuferas o lagunas y zonas de pantanos ('aiguamolls'), restos del paisaje lacustre original (Masgrau y Fernández, 1989). En esta unidad litoral se mantienen también aún algunos pastizales naturales ('closes') delimitados por canales y corredores vegetales formados por árboles y arbustos que constituyen un elemento muy característico de esta área. Esta unidad de paisaje litoral presenta una gran riqueza ecológica por la diversidad de especies que tienen allí su hábitat permanente u ocasional, y también por las comunidades vegetales propias de ambientes especiales que allá se desarrollan.

Dicho espacio sufrió hasta la década de 1980 una gran degradación causada por la construcción de urbanizaciones. Los movimientos ecologistas protagonizaron numerosas acciones de protesta en defensa de estos hábitats y en 1976 impulsaron la campaña 'Los últimos aiguamolls del Empordà en peligro', que finalizó con la creación del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà, lo que ha significado la adopción de medidas legales de protección ambiental que hacen posible la conservación de un patrimonio ecológico propio de las zonas húmedas litorales.

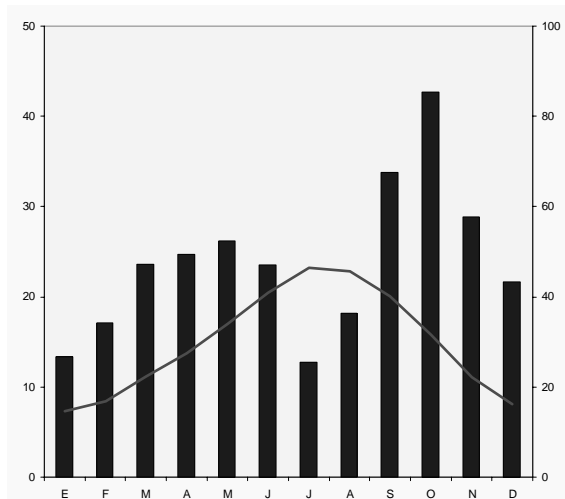
4.2.2. El clima

Como se ha visto en el punto anterior el relieve comarcal introduce una diferenciación bien marcada entre dos ámbitos de características biofísicas distintas: el sector de llanura y el sector de montaña. A cada uno de ellos le corresponde un tipo de clima diferente.

Las características de los elementos climáticos que se dan en la llanura son comunes a la mayor parte del litoral catalán. Así los veranos son secos y calurosos. En Figueres la precipitación media en el mes de julio es de 25,5mm para una temperatura media en el mismo mes de 23,2°C (Panareda, 1979). Los inviernos son suaves y la temperatura media mensual del mes de enero está siempre por encima de los 6,5°C en todas las estaciones de las que se dispone de datos (ver Tabla 4.1 y Figura 4.1).

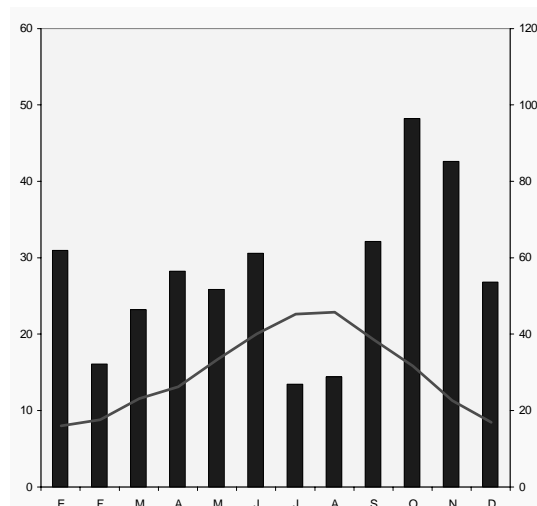
Las precipitaciones irregulares propias del clima mediterráneo muestran valores que oscilan entre los 572 mm de Figueres y los 810 mm de Pontós (Pallí i

Figura 4.1: Diagrama ombrotérmico de Figueres



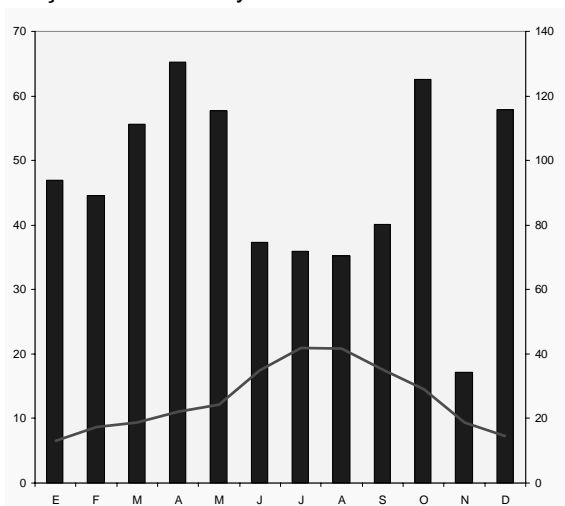
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Panareda (1979).

Figura 4.2: Diagrama ombrotérmico de Sant Pere Pescador



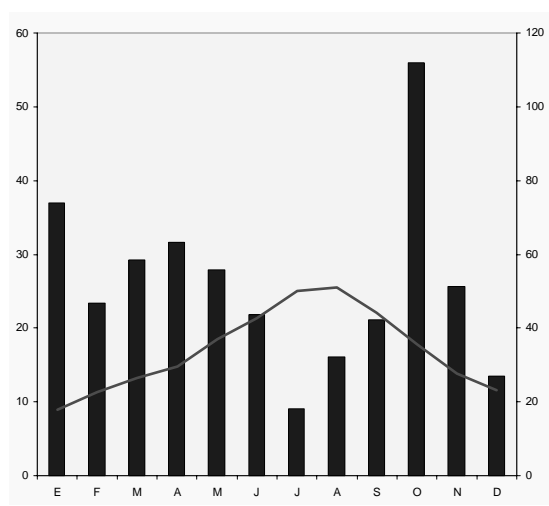
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Servei Metereològic de Catalunya

Figura 4.3: Diagrama ombrotérmico de Maçanet de Cabrenys



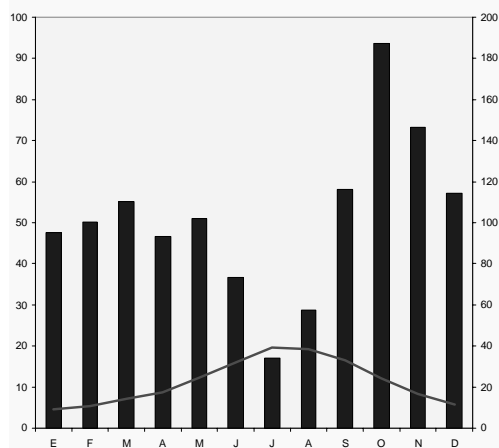
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Bou(1984).

Figura 4.4: Diagrama ombrotérmico de Port de la Selva



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Servicio Meteorológico Nacional.

Figura 4.5: Diagrama ombrotérmico de La Massana



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Météo-France (2000).

Tabla 4.1: Temperaturas medias mensuales

Temperatura (°C)	E	F	M	A	M	J	JL	A	S	O	N	D	Año
Figueres	7,3	8,4	11,2	13,7	17	20,5	23,2	22,8	20,1	15,8	11,1	8,1	14,9
La Maçana	4,6	5,3	7,1	8,7	12,3	16,1	19,7	19,3	16,5	12,2	8,3	5,8	11,3
Maçanet de Cabrenys	6,5	8,6	9,3	11,1	12,2	17,4	20,9	20,8	17,6	14,6	9,4	7,3	13,0
Port de la Selva	9	11,3	13,3	14,8	18,5	21,4	25	25,5	22,1	17,8	13,8	11,6	17,0
Sant Pere Pescador	8	8,8	11,6	13,1	16,7	20	22,6	22,9	19,3	15,8	11,3	8,5	14,9

Fuente: Servicio Meteorológico Nacional; Panareda (1979); Bou (1984) y Servei Meteorològic de Catalunya.

Tabla 4.2: Precipitación media mensual

Precipitación (mm)	E	F	M	A	M	J	JL	A	S	O	N	D	Año
Figueres	26,6	34,2	47,2	49,4	52,3	47,1	25,5	36,4	67,6	85,4	57,7	43,2	572,6
La Maçana	95,3	100,4	110,5	93,1	101,9	73,4	34,0	57,6	116,3	187,5	146,4	114,2	1230,6
Maçanet de Cabrenys	94,0	89,2	111,1	130,6	115,3	74,7	71,8	70,4	80,1	125,3	34,3	115,7	1112,5
Port de la Selva	73,9	46,8	58,4	63,2	55,8	43,7	18,1	32,3	42,3	111,8	51,2	26,9	624,4
Sant Pere Pescador	61,9	32,2	46,4	56,4	51,6	61,1	27,0	28,8	64,2	96,4	85,3	53,5	664,8

Fuente: Servicio Meteorológico Nacional; Panareda (1979); Bou (1984) y Servei Meteorològic de Catalunya.

Mapa 4.5: Temperaturas medias anuales



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del «Atlas Climàtic Digital de Catalunya», <http://magno.uab.es/atles-climatic>.

Brusi, 1992; Secció Estadística Agraria DARP, 1997) (ver Tabla 4.2). Las localidades situadas en la vertiente norte del cabo de Creus como el Port de la Selva, Cadaqués y el cap de Biarra tienen unas precipitaciones superiores a las de Roses, Figueres o Vilajuïga, municipios localizados en el llano pero adosados o casi al pie de los relieves de la Albera y del cabo de Creus donde la tramontana, debido al efecto foëhn, muestra una mayor sequedad.

De acuerdo con los datos de temperaturas y precipitaciones disponibles el clima del llano del Alt Empordà se corresponde con el tipo mediterráneo litoral de tendencia subárida o subhúmeda según si las precipitaciones son o no inferiores a los 600 mm (Carbó y Pintó, 2000) .

En el sector de montaña la altitud y el efecto barrera al aire húmedo procedente del Mediterráneo provocan un aumento considerable de las precipitaciones y

Mapa 4.6: Temperaturas medias del mes de enero



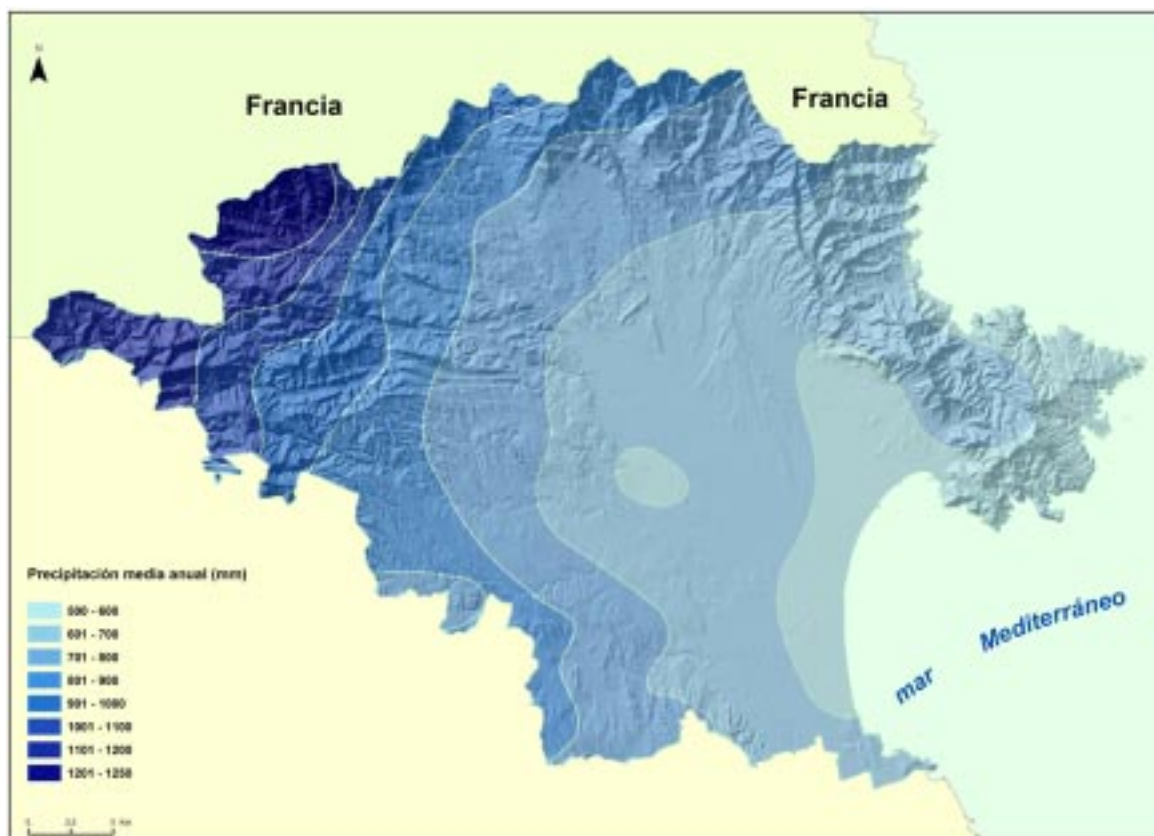
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del «Atlas Climàtic Digital de Catalunya», <http://magno.uab.es/atles-climatic>.

Mapa 4.7: Temperaturas medias del mes de julio



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del «Atlas Climàtic Digital de Catalunya», <http://magno.uab.es/atles-climatic>.

Mapa 4.8: Precipitación media anual.



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del «Atlas Climàtic Digital de Catalunya», <http://magno.uab.es/atles-climatic>.

un descenso de las temperaturas. Las precipitaciones de tipo orográfico se ponen de manifiesto en estaciones como Sant Llorenç de la Muga que pese a su moderada altitud (125 m) recoge 919, 5 mm de precipitación media anual. También Maçanet de Cabrenys a sólo 360m recibe 1112 mm de precipitación media anual, (ver Mapa 4.8) valor casi idéntico al recogido en la cima del Puig Neulós que situado a 1200 m de altitud es la cima culminante de la sierra de la Albera.

Los inviernos son más frescos y los veranos menos cálidos. En las Salinas (1020 m) por ejemplo, la temperatura media mensual del mes de enero se sitúa en torno a los 3°C (Bou, 1984).

Los regímenes de temperaturas y precipitación que se dan en el sector de montaña se asemejan a los correspondientes a los climas templados húmedos y frescos de tendencia atlántica.

4.2.3. La red hidrográfica y las zonas húmedas

Dos ríos principales atraviesan la comarca del Alt Empordà: la Muga y el Fluvià. Los dos ríos tienen en común un trazado que predominantemente se dirige de oeste a este siguiendo las directrices marcadas por la tectónica alpina al provocar el hundimiento del bloque o dovela que dio lugar a la fosa del Ampurdán. La Muga drena el centro y el norte del Alt Empordà y su cuenca no sobrepasa los límites comarcales excepto un pequeño sector de su cabecera que recoge las aguas de pequeños torrentes procedentes del Vallespir francés. El Fluvià por su parte recorre un largo trecho desde su nacimiento en el Collsacabra hasta cruzar, con un trazado meandriforme propio de su curso bajo, el sector meridional de la comarca del Alt Empordà.

La Muga nace en el Coll de la Muga, en la Alta Garrotxa, a 1186 metros de altitud. En su curso alto discurre entre los relieves del Subpirineo encajado en las calizas eocenas. Después de cruzar Albanyà y Sant Llorenç de la Muga llega a la garganta de la Muga Torta emplazamiento elegido para la construcción de la presa del pantano de Boadella. Más hacia el este, en Pont de Molins, al norte de Figueres, deja atrás los relieves montañosos para adentrarse en la llanura pliocuaternaria. A la altura de Peralada recibe por la izquierda las aguas del río Llobregat, su afluente principal. El Llobregat nace en el macizo de las Salinas y recoge las aguas de la Orlina y el Ricardell que proceden de la sierra de la Albera.

El principal afluente del lado derecho de la Muga es el río Manol el cual tiene sus nacientes en el sector más occidental de la comarca, en la Garrotxa d'Empordà. El Manol recoge las aguas de la riera d'Alguema y del Rissec antes de unirse a la Muga cerca de Vilanova de la Muga.

En la actualidad la Muga desemboca en el golfo de Rosas, al sur del complejo turístico de Empuriabrava. Antiguamente dicho río desguazaba en una de las grandes albuferas existentes en la comarca: la laguna de Castelló.

El río Fluvià penetra en el Alt Empordà por Bescanó. Cruza la sierra de Valldavià, en el sector de Terraprimis d'Empordà, mediante grandes meandros para abrirse

paso hasta la llanura pliocuaternaria, la cual atraviesa en sentido suroeste-noreste y desemboca en Sant Pere Pescador. Sus afluentes principales los ha recibido en la Garrotxa, antes de entrar en la comarca, en cuyo ámbito solo recogerá las aguas de modestos torrentes y rieras. Igual que en el caso de la Muga y del Ter, anteriormente comentados, también el Fluvià ha variado su desembocadura con el paso del tiempo dejando como testimonio de ello meandros y antiguos tramos del lecho fluvial abandonados cerca de los viejos puntos de desembocadura.

Si bien una gran extensión de la comarca del Alt Empordà es drenada por las redes fluviales articuladas en torno a los ríos Muga y Fluvià existen sectores en los que las aguas de lluvia son evacuadas por cursos de agua independientes de las cuencas de los dos grandes colectores. Así, por ejemplo, la cresta de la sierra de la Balmeta ejerce de divisoria de aguas entre la cuenca de la Muga y un conjunto de rieras y torrentes que evacúan directamente al mar y entre los que destaca la riera de la Valleta que desciende del extremo oriental de la sierra de l'Albera hasta desembocar en Llançà. El relieve abrupto del cabo de Creus también facilita la existencia de una pequeña red de torrentes de corto recorrido que desde la sierra de Rodes vierten sus aguas directamente al Mediterráneo.

A la red hidrográfica descrita se debe añadir el conjunto de zonas húmedas existentes en la comarca. El principal conjunto de humedales se encuentra en el frente litoral y es el resultado de la interacción de procesos de origen fluvial y marino. Las aportaciones sólidas de la Muga y el Fluvià han dado lugar a una dinámica progradante de la línea de costa con la consiguiente formación de cordones litorales paralelos que muestran el avance de la llanura aluvial hacia el mar. Dichos cordones encierran pequeñas lagunas litorales del tipo albufera o lagoon que al estar sujetas tanto a la influencia de las aguas continentales como marinas están constituidas por agua salobre.

En el pasado estas lagunas ocupaban una extensión muy superior a la actual. Los documentos históricos hacen referencia a dos grandes albuferas: la de Castelló d'Empúries y la de Sant Pere, las cuales fueron sometidas a trabajos de bonificación de una manera sistemática desde finales del siglo XVII. Dichos tra-

Figura 4.6: Imagen de la laguna de Campmany cubierta por un carrizal



Fuente: Elaboración propia

bajos consistieron en la mejora del drenaje superficial mediante el establecimiento de una densa red de canales de desguace y la conversión en tierras de cultivo de antiguas superficies inundables. En la actualidad en el frente litoral que se extiende entre las desembocaduras de la Muga y el Fluvià se mantienen ocho lagunas permanentes de diferente superficie y características hídricas. De norte a sur se suceden la Muga Vella, l'estany d'en Túries, la Rogera, la Serpa, la Fonda, la Llarga, la Massona y l'estany Sirvent.

A un poco más de distancia de la línea de costa actual se mantienen aún otras zonas húmedas como l'estany de Vilaüt y el Tec que se corresponden con vestigios de las antiguas grandes albuferas citadas.

Finalmente en el sector de La Jonquera-Campany, en el contacto entre los materiales pliocuaternarios y el paleozoico se localizan pequeñas zonas húmedas de origen endorreico y estructural.

4.2.4. Los suelos

A partir de los diferentes materiales litológicos presentes en el sector de montaña: rocas calcáreas, margas y arcillas en el sector occidental de la zona montañosa, materiales graníticos de propiedades ácidas en la parte norte y este, materiales coluviales presentes en el piedemonte, y depósitos aluviales en los valles de montaña, se han desarrollado los distintos suelos presentes en el paisaje de montaña. En general, y dependiendo de la escala de análisis, los suelos presentan una gran heterogeneidad espacial, sobre todo a nivel de grupo.

A nivel de orden (según la clasificación taxonómica del USDA) solo se presentan 4 tipos de suelo: entisoles, inceptisoles, alfisoles y algunos molisoles. Los dos primeros son suelos jóvenes y se diferencian fundamentalmente en que los entisoles no han desarrollado un horizonte diagnóstico B, mientras que los inceptisoles, aunque no muy bien desarrollado, ya presentan este horizonte B. En el caso de los alfisoles, son suelos caracterizados por un horizonte B arcilloso. Son suelos con buen drenaje y buena fertilidad, muy comunes en los alrededores de Figueres. Los molisoles, por su parte, son suelos muy desarrollados cuya característica principal es la presencia de un epipedón móllico.

Según el horizonte de diagnóstico (cámbico, cálcico, argílico...), el epipedón (ochrico, umbrico y mollico) y el régimen de humedad (údic, ústico y xérico) los suelos se pueden clasificar de acuerdo al grupo. En cuanto al régimen de humedad, encontramos un régimen údic en el sector noroccidental de la comarca, particularmente en los fondos de los valles. El régimen ústico es más típico de las sierras prepirenaicas y el régimen xérico es típico de los ambientes puramente mediterráneos. (tomado del estudio de Cultivos).

En términos generales los entisoles se encuentran asociados con inceptisoles, siendo ambos los que abarcan la mayor parte del territorio en estudio. En la cima del macizo granítico-metamórfico de las Salines y de l'Albera aparecen los udortents asociados con ocrepts en aquellos sitios con litologías específicamente metamórficas. Mientras que los udortents asociados con umbrepts y humods se distinguen sobre las rocas graníticas ácidas. Los rendolls, asociados a orthents,

se encuentran sobre los materiales carbonatados que afloran al oeste del pantano de Boadella.

En los alrededores del pantano, hacia el este, se encuentran suelos de ambientes xéricos desarrollados a partir de rocas silíceas ácidas; xerortents asociados a xerocepts y algunos xeralfs muy localizados. Continuando en dirección este, en el sector de las Alberas orientales, caracterizadas por la presencia de rocas metamórficas y un ambiente típico mediterráneo, encontramos los xerorthents, asociados con xerocepts y muy localmente algunos xeralfs. En los materiales del sector prepirenaico, al sur de la comarca, de naturaleza carbonática, se encuentran xerortents asociados con xerocepts.

En la llanura pliocuaternaria se encuentra un mosaico heterogéneo de suelos condicionados por la acción de factores edafogénicos. Los suelos presentes en este sector corresponden a tres ordenes (Ministerio de Agricultura y Ganadería de España; basados en la clasificación del USDA): los entisoles, los inceptisoles y los alfisoles. Dentro de los entisoles, suelos muy recientes, y por tanto, menos evolucionados pedogénicamente, con un perfil A/C más o menos profundo, se distinguen los subórdenes fluvents y psamments. Los fluvents son suelos aluviales, con buena permeabilidad y aireación ('suelos de vega'), formados por los aportes recientes de los ríos Muga, Fluvià y sus afluentes, ocupan alrededor del 70% de la llanura aluvial.

Debido a que las condiciones climáticas presentes en la llanura aluvial originan un balance hídrico con exceso de agua invernal y una sequía acusada en verano, provocando que el suelo esté seco durante cuarenta y cinco o más días consecutivos, el régimen de humedad es de tipo xérico, y por tanto se clasifican suelos de los tipos xerofluent, xeroquent (propios de sitios pantanosos) y xeropsamments (suelos sin desarrollar formados en arenales y dunas, con un perfil profundo y arenoso sin evolucionar) que sin embargo también se encuentran en las proximidades de Pedret y Marsá, a cierta distancia de la línea de costa.

El orden de los inceptisols está formado por suelos medianamente evolucionados, con un perfil tipo A(B)C en el que generalmente hay un horizonte cámbico.

Son muy frecuentes en el sector occidental de la llanura pero también aparecen en el noreste de la misma, asociados con los xerorthents y los haploxeralfs (alfisoles), usualmente situados dentro del régimen de humedad xérico. Dichos suelos se han formado a partir de materiales carbonatados, por lo que presentan abundante carbonato de calcio en el perfil en forma masiva o nódulos como los situados en las proximidades de Cistella, Navata y Borrassá, llegando con frecuencia a tener un horizonte cálcico de gran espesor. Son suelos pardo calizos, medianamente profundos y alcalinos, con texturas finas. Pueden limitar la producción de algunos cultivos por el exceso de calcio.

Finalmente, el orden de los alfisoles está formado por suelos muy desarrollados, presentando un perfil tipo A (Bt) C y cuya característica principal es su horizonte argílico. Se localizan en el sector noreste, asociados con suelos de otros órdenes. También se encuentran en la parte occidental, desde las proximidades de Figueres en dirección noroeste hasta Terradas, Llers y Cistella. Los primeros se han desarrollado a partir de rocas ácidas, son las típicas tierras pardas mediterráneas, muy desarrolladas. Los suelos de la zona occidental derivan de rocas calizas, por lo que han sufrido un lavado de la caliza hacia horizontes más profundos para formar el horizonte argílico y en dicha profundidad se han formado los horizontes cálcico y petrocálcico en algunos casos. Generalmente se ha producido en estos suelos un enrojecimiento del horizonte argílico debido a la deshidratación de los óxidos de hierro. Son los típicos suelos rojos mediterráneos con o sin costra caliza. La presencia de la costra caliza indica un gran envejecimiento del perfil.

A nivel de grupo se encuentran identificados los palexoralfs; alfisoles con epipedón petrocálcico o costra caliza, y haploxeralfs los de color pardo-rojizos, sin costra, ambos considerados dentro de la zona xérica, y los haplustalfs, en régimen de humedad ústico y en los que no hay presencia de costra caliza.

4.2.5. La vegetación

La combinación de los elementos biofísicos anteriormente descritos (relieve, litología, clima, y suelos) ha dado como resultado una gran riqueza florística en

todo el conjunto de la comarca de l'Alt Empordà, desde la zona de montaña, pasando por el piedemonte hasta la llanura aluvial, incluida la franja litoral.

De acuerdo con Pintó (2001) en la comarca están representadas dos regiones biogeográficas: la eurosiberiana o medioeuropea y la mediterránea. La primera ocupa espacios muy reducidos y localizados en los sectores más húmedos y frescos, donde las precipitaciones y la alta humedad relativa reducen los efectos de un período estival típicamente mediterráneo. Dichas condiciones se dan en los niveles más elevados de los relieves pirenaicos: el macizo de las Salinas y la sierra de l'Albera, y en las riberas de los cursos de agua. La región biogeográfica mediterránea, por su parte, se extiende por toda la llanura y la baja montaña hasta los 600-700m de altitud.

La zonación altitudinal que se establece desde el llano hasta las cumbres más elevadas de la sierra de l'Albera y el macizo de las Salinas se pone de manifiesto con la presencia de los siguientes pisos de vegetación: encinar litoral, alcornocal, encinar montano, robledal y hayedo.

4.2.5.1. La vegetación mediterránea

La vegetación mediterránea se caracteriza por el predominio de plantas adaptadas a unas condiciones climáticas secas, en particular a la presencia de un período árido más o menos largo en verano. Los encinares y los alcornocales son los bosques más representativos de esta región biogeográfica.

Los bosques mediterráneos por excelencia, son bosques esclerófilos; la mayor parte de árboles y arbustos presentan hojas persistentes, coriáceas y de dimensiones reducidas, con capacidad de soportar el déficit estival de agua propio de los climas mediterráneos. Todos los encinares se caracterizan por el predominio del estrato arbóreo de la encina pero se diferencian por la presencia y abundancia de otros árboles, arbustos y hierbas que responden a variaciones en la litología, el clima o la actividad humana (Pintó, 2001).

La mayor parte de las montañas calcáreas del sector de la Garrotxa de Empordà, hasta los sectores de la llanura aluvial más alejados de los lechos fluviales, pertenecen al dominio del encinar litoral con viburno (*Viburno-*

Figura 4.7: Alcornocal de la umbría de la Serra de la Baga d'en Ferran, en el término municipal de Vilamaniscle.



Fuente: Elaboración propia

Quercetum). Sin embargo la intensa transformación del paisaje en prácticamente toda la comarca, ha comportado la reducción y la fragmentación de los bosques, particularmente de los encinares, para dar lugar a los paisajes agrícolas y ganaderos. El aprovechamiento forestal, muy intenso en el pasado, para la obtención de leña y carbón vegetal también contribuyó a la degradación de estos bosques originales. Reduciéndose la presencia del encinar y del alcornocal en la actualidad a algunos puntos de las sierras prepirenaicas como la Garrotxa de Empordá, Darnius y alrededores, y en sitios de suelos menos aptos para la agricultura como los piedemontes y los ‘terraprims’.

El encinar litoral se caracteriza por poseer un estrato arbustivo rico y denso en el que destacan los arbustos *Viburnum tinus*, *Pistacia lentiscus* y *Rhamnus alaternus*, con una presencia significativa de lianas como *Lonicera implexa*, *Smilax aspera* y *Clematis flammula*, y en cambio con un estrato herbáceo más bien pobre donde destaca el helecho *Asplenium adianthum-nigrum*.

Figura 4.8: El matorral silicícola de brezos (*Erica arborea*, *E. scoparia*), constituye el sotobosque de la mayoría de los alcornocales y está muy extendido en sectores como el cap de Creus, donde se producen incendios reiterados.



Fuente: Elaboración propia

La degradación de estos bosques a dado lugar a la aparición de comunidades arbustivas y herbáceas, en la mayoría de los casos recubiertas por pinares de pino blanco (*Pinus halepensis*) y a veces por pino piñonero (*Pinus pinea*), rodeados por una matriz agrícola. Sobre los suelos carbonatados se encuentran matorrales como la garriga (*Quercococciferetum*), las ‘brollas’ calcícolas de romero (*Rosmarino-Lithosperetum*) y prados secos mediterráneos como los lastonares (*Thero-Brachypodion*). En suelos no carbonatados, en lugar de la brolla de romero se encuentran las brollas silicícolas de estepas y brezos (*Cisto-Sarothamnetum*) y en los sectores de suelos más oligotróficos o ácidos se encuentra también la brolla de tomaní y brezo de escobas (*Lavandulo-Ericetum scopariae*). La degradación de las brollas silicícolas genera la aparición de prados mediterráneos constituidos por hierbas anuales entre las cuales destaca el *Helianthemum guttatum* (Pintó, 2001).

Los alcornocales sustituyen al encinar litoral con viburno en las áreas modeladas sobre materiales graníticos o metamórficos que dan lugar a suelos pedregosos y pobres en nutrientes, oligotróficos. Están muy extendidos en los bajos relieves que se interponen entre la llanura y los macizos de las Salinas y l'Albera (ver figura 4.6). Ocupan un arco que se extiende aproximadamente desde Maçanet de Cabrenys, al pie de las Salinas, hasta Vilajuïga y la sierra de Rodes, ya en el cabo de Creus. Las precipitaciones en estos sectores son mayores que en el llano, situándose en torno a los 700mm anuales, factor que parece ser favorece el crecimiento del alcornoque (Allué y Montero, 1990).

Los alcornocales son bosques poco cerrados, tanto porqué la copa del alcornoque no es tan densa como la de la encina como por el aprovechamiento del que históricamente han sido objeto, por lo que no exhiben un microclima forestal particular en su interior. Hecho que explica que en la gran mayoría de alcornocales el sotobosque no presenta ninguna diferencia significativa respecto a los matorrales de estepas y brezos (Pintó, 2001).

La degradación de los encinares y los alcornocales posibilita la aparición de comunidades arbustivas constituidas por el matorral de coscoja (*Quercus coccifera*) en el caso de suelos rocosos, tanto sobre calizas como granitos, y por matorrales mediterráneos que difieren en su composición específica en función de la acidez del suelo, distinguiéndose dos grandes grupos: los matorrales calcícolas y los silicícolas (ver figura 4.7). Estos matorrales se encuentran en muchos lugares recubiertos por un estrato arbóreo de pinos, principalmente el pino blanco (*Pinus halepensis*).

En la llanura el encinar ocuparía las pequeñas colinas y montículos que se levantan por encima de los materiales aluviales, donde el nivel freático queda a muchos metros de profundidad lejos del alcance de su sistema radicular. Sin embargo los pequeños parches de bosque que permanecen en estos biotopos están muy alterados y rodeados de una matriz agrícola.

El encinar de montaña (*Asplenio-Quercetum*) se localiza en las sierras y macizos que limitan la depresión por el norte y el oeste, en altitudes comprendidas entre los 500 y 800 m, inclusive en cotas más bajas pero donde el clima medite-

rráneo adquiere condiciones más húmedas y frescas. En respuesta a estas condiciones climáticas, la estructura del encinar de montaña se caracteriza por un escaso sotobosque arbustivo, en cambio el estrato herbáceo es denso y cuenta ya con un buen número de especies propias de los bosques caducifolios.

4.2.5.2. *La vegetación medioeuropea*

A partir de los 800m de altitud y a cotas inferiores en las hondonadas umbrosas, la vegetación mediterránea deja paso a los bosques de caducifolios propios de los paisajes medioeuropeos que se dan bajo climas húmedos y frescos. Los robledales y los hayedos son los bosques principales que se encuentran en los niveles más elevados de las sierras que cierran la comarca por el norte. Sin embargo también hay castaños y bosques mixtos de caducifolios en respuesta a la intervención humana y a condiciones especiales de humedad respectivamente.

Los robledales de estos macizos están constituidos por el roble pubescente (*Quercus humilis*) y por el roble de hoja grande (*Quercus petraea*) acompañados de otros árboles como el acebo (*Ilex aquifolium*). En el sotobosque de estos robledales, usualmente desarrollados sobre rocas ácidas (granitoides, gneis y esquistos) se encuentran especies acidófilas como *Teucrium scorodonia* o el helecho *Pteridium aquilinum*, mientras que son raras o ausentes las plantas neutrófilas o basófilas características de los robledales submediterráneos calcícolas como el boj (*Buxus sempervirens*) o *Viburnum lantana*.

Los hayedos se hallan exclusivamente en las hondonadas y en las vertientes más frescas y resguardadas del sector central de la sierra de l'Albera, desde los 600 a los 1200m de altitud. Se han clasificado como hayedos acidófilos (*Luzulo-Fagetum*) (Soriano & Vigo, 1999).

En aquellos sitios abiertos a los vientos marítimos como en la vertiente meridional del Puig Neulós, se presentan bosques caducifolios mixtos, con robles, castaños, fresnos y acebos. Los bosques de castaños abundan en los alrededores de Requesens, ocupando el territorio tanto del robledal como del hayedo o incluso del encinar montano.

La degradación de los robledales y de los hayedos acidófilos da lugar a la extensión de un matorral de sustitución, la comunidad de *gòdua* (*Prunello-Sarothamnetum scopariae*), que frecuentemente presenta el aspecto fisionómico de una landa al estar la comunidad dominada por el helecho *Pteridium aquilinum* y por la brechina (*Calluna vulgaris*). En los niveles culminales estas landas alternan con prados rasos de aspecto subalpino, pero con una composición florística que los asemeja más a la vegetación de carácter atlántico que a la vegetación boreo-alpina. Son unos prados condicionados por la acción combinada del pastoreo, las quemadas controladas y la tramontana, factores que dificultan la colonización de estos sectores por parte de las especies forestales (Pintó, 2001).

4.2.5.3. Vegetación permanente de los lugares azonales

Aparte de las comunidades vegetales relacionadas directamente con las condiciones climáticas zonales, en la comarca se dan otros tres grupos de comunidades vegetales ligadas a lugares con condiciones ambientales especiales, azonales. Comunidades permanentes definidas por las condiciones ambientales locales y no tanto por las condiciones climáticas generales. Se trata de la vegetación de ribera y de las zonas húmedas de agua dulce; de la vegetación de las marismas y las zonas húmedas con suelos salinos y finalmente de la vegetación de las playas y los acantilados marinos.

a) la vegetación de ribera y de las zonas húmedas de agua dulce

La presencia de una red hídrica formada por una serie de cursos principales y afluentes secundarios permanentes, así como de torrentes intermitentes, con niveles freáticos a poca profundidad en las inmediaciones de los cauces fluviales, condiciona la presencia de plantas y comunidades vegetales que exigen una humedad edáfica superior a las comunidades de sectores donde toda el agua disponible es suministrada básicamente por el régimen de precipitaciones.

La permanencia de un caudal base permite un nivel freático poco profundo y permanente durante todo el año, elemento decisivo para la presencia de los hábitats riberos y de sus especies arbóreas principales, como los chopos, los fresnos y alisos, estos últimos los más exigentes en humedad. Sin embargo,

Figura 4.9: La vegetación de ribera se desarrolla siguiendo el curso de los cursos fluviales y de los canales de riego



Fuente: Elaboración propia

estas comunidades se encuentran altamente alteradas por la acción humana, y en la mayoría de los casos lo que predomina es un mosaico con comunidades sustitutivas como los zarzales o diferentes tipos de plantas herbáceas. Aun así, en muchos sitios de ribera a lo largo del río Muga y de afluentes como la Orlina, sobresalen algunos bosques ribeños, sobre todo de alisos.

Tres grupos de formaciones de ribera se pueden encontrar dentro del ámbito comarcal: los bosques formados por árboles altos como los chopos, los fresnos y los alisos; los bosquetes constituidos por árboles de porte bajo como los diferentes tipos de sauces y finalmente las formaciones arbustivas y herbáceas. Las alisedas son los bosques de ribera más exigentes en cuanto a la persistencia de un nivel freático a su alcance.

Los bancos de gravas y arenas del cauce fluvial son colonizados por la saucedada de *Salix eleagnos*. En las inmediaciones de la corriente de agua se encuentra la saucedada de *Salix atrocinerea*.

En aquellos sitios donde el agua circula con lentitud, y sobre sedimentos limo-arcillosos siempre húmedos en las orillas de los ríos y arroyos, crece una comunidad densa dominada por *Phragmites australis*, el cañaveral. (Pintó, 1999)

b) la vegetación de las marismas y las zonas húmedas de suelos salinos

Las marismas son uno de los elementos más característicos del paisaje litoral de la llanura aluvial, sobre todo en las cercanías de la desembocadura de la Muga, donde sobresalen una serie de lagunas naturales de agua salobre, rodeadas por pastizales que se inundan periódicamente (“closes”) y por tierras de uso agrícola.

La vegetación de marismas está adaptada a las condiciones ambientales de salinidad y al alto grado de humedad permanente. Los suelos presentan texturas de arenoso a arcilloso, pasando por todas las transiciones posibles. De esta manera el grado de humedad y el tipo de suelo, condicionan en parte las diversas comunidades vegetales presentes. En aquellos sitios donde prevalecen los suelos arcillosos, húmedos y salados, como ocurre con los espacios contiguos a las lagunas permanentes, o en algunas microdepresiones topográficas, se encuentra el *Arthrocnemum fruticosum*, una comunidad muy densa que recubre el suelo casi en su totalidad y donde *Arthrocnemum fruticosum* forma extensas colonias. Durante el verano, el nivel del agua de estas lagunas salobres baja y los suelos salinos son colonizados por el *Salicornietum emerici*. (Pintó, 1999). Por otro lado, los suelos muy salinos, pero secos y compactos ubicados en topografías más elevadas quedan recubiertos por comunidades similares que se diferencian entre ellas por la presencia de algunas especies de amplitud ecológica limitada y que son indicadoras de diferencias en la textura del suelo, el grado de humedad o la concentración de sales. Comunidades que tienen en común la presencia de especies pertenecientes al género *Limonium*, especies cuyo hábitat son los suelos salinos, ya sean litorales o terrenos áridos interiores, con la particularidad que presentan una proporción notable de endemismos (Pintó, 1999). El espacio de transición, de extensión variable, entre los ambientes de marisma

y el paisaje dunar, con suelos de texturas más arenosas y menos salados, es colonizado por diferentes comunidades que se caracterizan por el predominio de diferentes especies de juncos, siendo aquí la comunidad más extensa el *Schoeno-Plantaginietum crassifoliae*, en la cual, además de la presencia del junco *Juncus acutus* y del *Schoenus nigricans* (una ciperácea de aspecto parecido al junco) destacan *Plantago crassifolia*, una planta perenne de hojas carnosas agrupadas en rosetas que cubren densamente el suelo y dan carácter a la comunidad.

c) la vegetación de las playas y los acantilados marinos

La vegetación de playas y dunas se conserva principalmente en el sector de costa baja que se extiende desde Rosas hasta L'Escala. Las comunidades que colonizan las acumulaciones eólicas de arena están condicionadas sobre todo por la movilidad de la arena, la baja capacidad de retención de humedad y nutrientes, las altas concentraciones de sal y la acción abrasiva del viento.

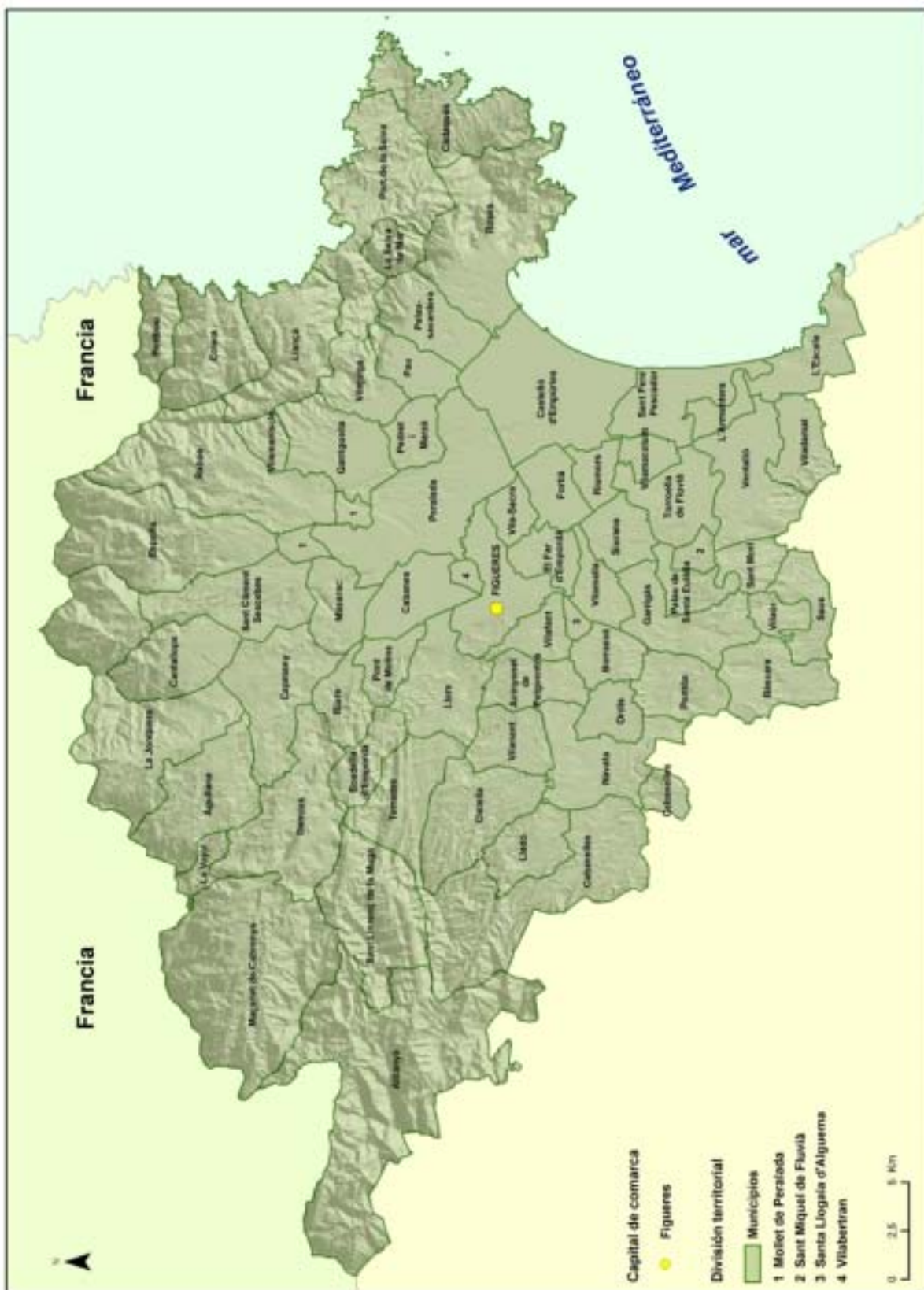
En los cordones litorales de L'Alt Empordà se encuentran tres asociaciones de plantas características de los ambientes costeros mediterráneos. La comunidad de *Elymus farctus* y *Sporobolus pungens* (*Agropyretum mediterraneum*) se ubica al pie de las dunas y en depresiones paralelas a las crestas protegidas del viento. La comunidad denominada *Ammophiletum arenarietum* se establece en las crestas de las acumulaciones eólicas móviles. La comunidad de crucianella (*Crucianelletum maritimae*) se encuentra en la parte trasera de las dunas, más protegida del viento. De las tres citadas es la que se encuentra menos extendida y generalmente sumamente alterada ya sea por la urbanización del litoral o por el aumento de humedad edáfica que proporciona la proximidad de los ambientes de marisma y que causan su sustitución por otros grupos de plantas anteriormente comentadas.

4.3. El escenario socio económico

4.3.1. La evolución demográfica reciente

La distribución de los asentamientos humanos actuales representa, a pesar de las transformaciones y la evolución posterior, una continuidad de los estable-

Mapa 4.9: Municipios del Alt Empordà



Fuente: Elaboración propia a partir de base de datos del ICC

cimientos de la época medieval (Vila, 1998). Al igual que en la mayor parte de las zonas rurales mediterráneas, la tendencia de la dinámica de la población ha sido el éxodo desde el campo hacia la ciudad, vinculado sobre todo a la problemática que ha experimentado el mundo rural en las últimas décadas.

De acuerdo con Armangué (1993) durante el período 1850-1880 se produjo un incremento relativo de la población explicado por la confluencia de tres factores: el aumento de la tasa de natalidad, el desarrollo de nuevas técnicas agrarias y la importancia adquirida por el aprovechamiento comercial del corcho.

Un cierto declive demográfico coincidió con la aparición de las plagas del oidium y de la filoxera que afectaron a los viñedos, no experimentándose una recuperación de la población hasta iniciado el siglo XX. Posteriormente se produjo una disminución demográfica en la zona dedicada al aprovechamiento del corcho y del viñedo debido a la crisis económica de estas actividades productivas, que progresivamente se hizo extensiva a la mayoría de los pueblos rurales.

Entre 1890-1960 el crecimiento demográfico en las tierras altoampurdanesas fue solo del 13,8%, mientras que el total de Cataluña era del 149,7% y del 80,9% en la vecina comarca del Gironès. Una diferencia explicada por la actividad agrícola tradicional en tanto que propulsora de una situación demográfica estacionaria. Así, las zonas que experimentan una pérdida más importante de la población son las que se caracterizan por débiles rendimientos agrícolas, actividad industrial nula y poca actividad de servicios.

Las tres décadas existentes entre 1950 y 1980 se caracterizaron por el éxodo rural por un lado y el crecimiento de las poblaciones litorales y de Figueres y su corona de influencia por otro.

A partir de 1960 se acentúa más la pérdida de población en las zonas rurales, sobre todo de montaña, debido principalmente a la captación de mano de obra por el sector de servicios y de la construcción. Atracción ejercida sobretudo por la ciudad de Figueres y los núcleos costeros que demandaban mano de obra para satisfacer las nuevas actividades turísticas.

Figueres, la capital comarcal, aumenta su población un 25% en el período 1950-70 y las localidades de su entorno próximo como Vilafant (50%), el Far d'Empordà (33%), Vilamalla (14,8%), Vilabertan (19,3%) y Vila-sacra (21,7%) tienen un crecimiento muy superior a la media. Al poseer un cierto desarrollo industrial y del sector servicios, Figueres y su entorno próximo se consolidan como un área urbana intermedia con capacidad para absorber la mano de obra procedente del campo. En el período 1950-1981 Figueres presenta incrementos de población del 81% (Consejo Comarcal del Alt Empordà, 1993) pero tiende a la estabilización en la década de los 80 aunque con un incremento del 15%. El saldo demográfico de Figueres continua siendo positivo durante el período 1981-2000, sustentado mayormente en el saldo migratorio (65%) lo que indica que ofrece una capacidad para fijar población residente.

Por su parte las localidades costeras experimentan también unos aumentos de población considerables. Roses y Llançà crecen por encima del 35%, L'Escala y Cadaqués casi un 20%.

Por otro lado, la Jonquera, la "ciudad" fronteriza, situada en la zona de montaña, también experimentó un gran incremento de población: un 101% durante este mismo período.

La emigración supuso el principal mecanismo de adaptación a la crisis de la sociedad agraria tradicional. El conjunto de la zona montañosa occidental perdió el 42% de su mano de obra activa en el período 1950-1980. El descenso demográfico fue especialmente intenso en Albanyá, Darnius, Sant Llorenç de la Muga y la Vajol, mientras que Agullana y Maçanet de Cabrenys experimentaron un descenso menos intenso. Los municipios más fronterizos y cercanos a la N-II y con mayores posibilidades agrarias como Agullana, fueron asimilando la problemática rural mediante la diversificación económica hacia lo 'rural-urbano' desarrollando principalmente el sector servicios. Por el contrario, municipios geográficamente aislados y fuertemente especializados como el caso de Albanyà cuya principal actividad económica era la producción del carbón, fueron perdiendo 'valor' a medida que las exigencias de conexión con el exterior aumentaban y a medida que se encontraron nuevas fuentes de energía.

Tabla : Evolución de la población de los municipios del Alt Empordà en el período 1950-2000

	1950	1960	1970	1981	1991	2000
Agullana	859	897	824	688	692	655
Albanyà	216	196	187	121	118	128
Armentera (L')	1005	1003	834	756	737	756
Avinyonet De Puigventós	436	411	369	356	434	618
Bàscara	890	825	811	734	773	822
Biure	365	446	328	297	204	217
Boadella D'empordà	416	417	301	226	193	219
Borrassà	669	632	581	526	475	533
Cabanelles	713	616	373	233	239	226
Cabanes	663	834	1058	859	758	798
Cadaqués	989	1048	1272	1547	1814	2301
Cantalops	461	497	414	306	263	267
Capmany	671	711	590	503	404	409
Castello D'empúries	2056	2009	2110	2653	3645	6266
Cistella	507	305	268	222	205	231
Colera	378	391	506	490	450	592
Darnius	1106	655	531	467	506	517
Escala (L')	2475	2451	3117	4048	5142	6285
Espolla	725	592	542	420	390	373
Far D'empordà (EI)	362	438	547	463	399	387
Figueres	16589	17548	22087	30532	35301	34023
Fortià	475	423	436	491	495	525
Garrigàs	617	555	524	341	304	339
Garriguella	1000	664	633	596	643	726
Jonquera (La)	1199	1578	1964	2420	2639	2565
Lladó	830	736	628	509	481	502
Llançà	1713	1859	2682	3001	3500	4063
Llers	784	728	691	643	783	954
Maçanet De Cabrenys	1134	926	872	800	690	664
Masarac	328	293	291	259	257	245
Mollet De Peralada	288	248	233	177	180	189
Navata	755	600	645	610	661	708
Ordis	347	305	331	295	302	285
Palau De Santa Eulàlia	175	150	109	87	81	90

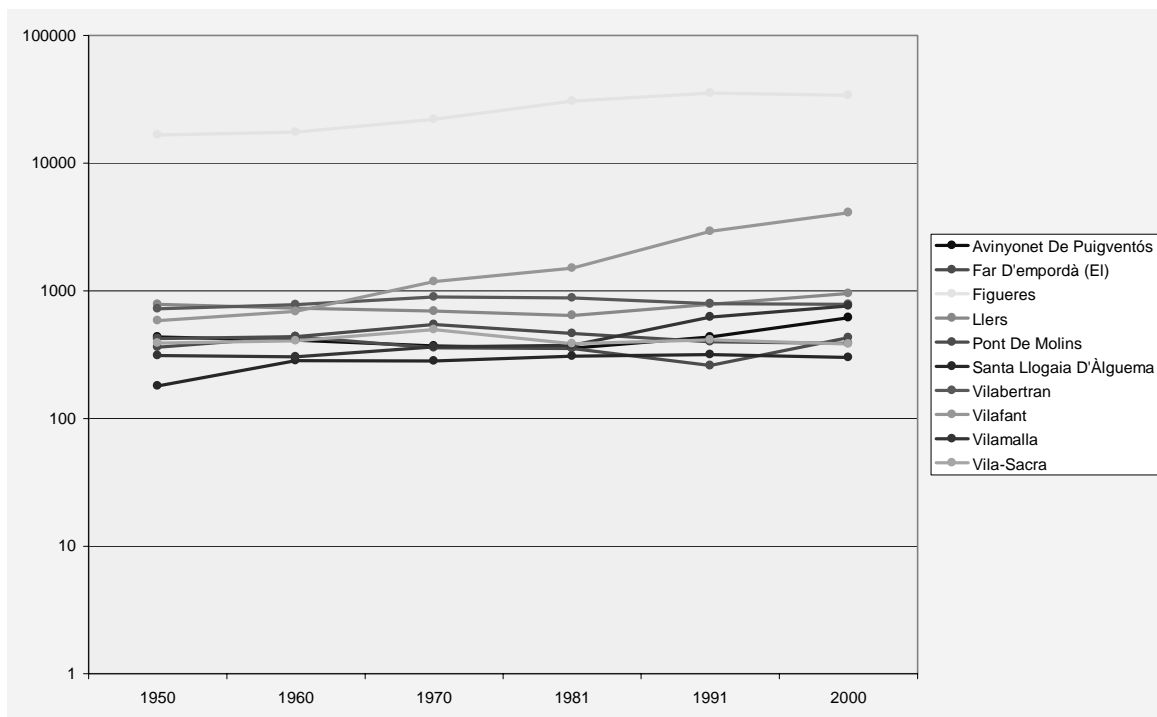
Fuente: Elaboración propia.

Tabla : Evolución de la población de los municipios del Alt Empordà en el período 1950-2000 (cont.)

	1950	1960	1970	1981	1991	2000
Palau-Saverdera	805	776	767	666	682	931
Pau	458	385	426	312	363	417
Pedret I Marzà	169	155	145	142	124	127
Peralada	1243	1099	1001	1238	1118	1277
Pont De Molins	424	439	358	353	260	430
Pontós	450	386	323	218	183	217
Port De La Selva (El)	901	709	958	725	760	877
Portbou	2033	2236	2360	2285	1908	1511
Rabós	358	317	225	156	138	145
Riumors	344	297	260	214	201	192
Roses	2720	3575	6186	8131	10303	12857
Sant Climent Sescebes	631	729	915	1456	2145	404
Sant Llorenç De La Muga	384	373	183	184	155	182
Sant Miquel De Fluvià	246	296	392	473	547	625
Sant Mori	225	199	147	144	146	158
Sant Pere Pescador	1073	963	987	1045	1268	1428
Santa Llogaia D'Àlguema	180	284	282	307	316	300
Saus	814	825	805	714	688	688
Selva De Mar (La)	237	219	191	158	166	190
Siurana	274	246	220	173	151	159
Terrades	448	376	239	194	184	200
Torroella De Fluvià	463	443	344	284	298	319
Vajol (La)	140	131	82	72	69	96
Ventalló	833	739	611	510	537	608
Vilabertran	720	778	893	879	791	784
Viladamat	423	428	447	383	379	417
Vilafant	584	689	1183	1507	2925	4100
Vilajuïga	783	822	789	713	598	953
Vilamacolum	391	357	315	284	211	261
Vilamalla	310	304	364	375	623	761
Vilamaniscle	305	156	129	110	124	120
Vilanant	406	431	403	265	251	308
Vila-Sacra	389	407	497	385	414	383
Vilaür	184	156	158	121	101	125
Total	62554	62712	71274	81852	93285	101028

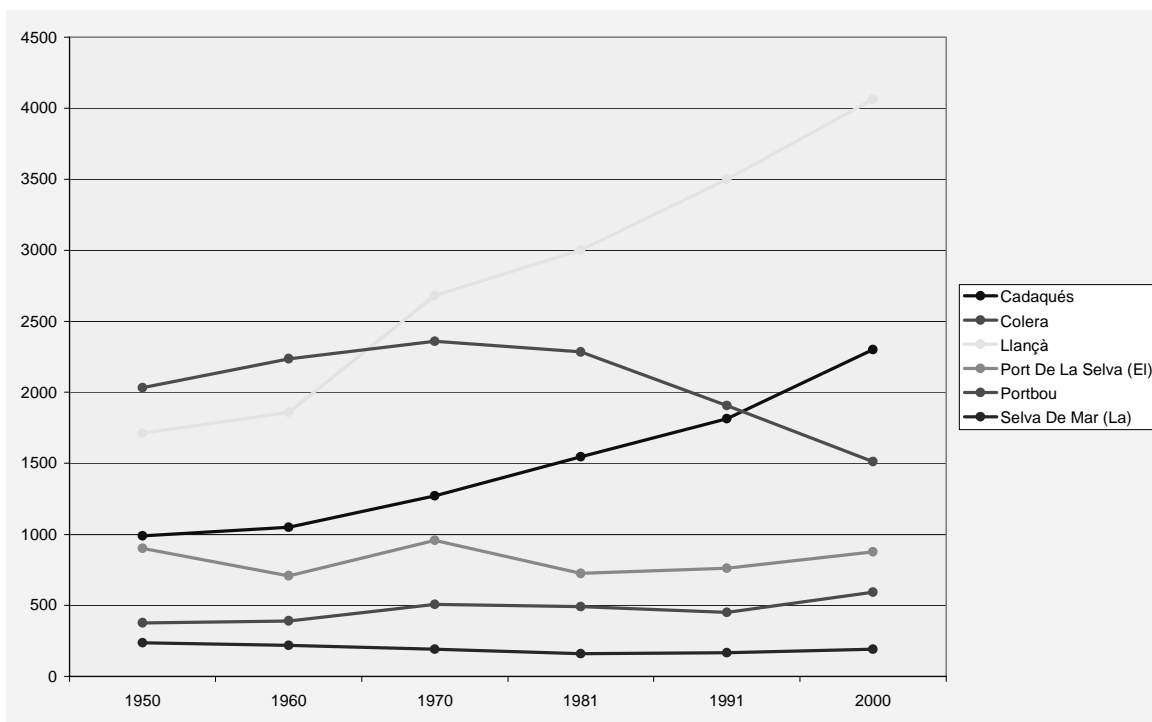
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.10: Evolución de la población de Figueras y su corona de influencia próxima



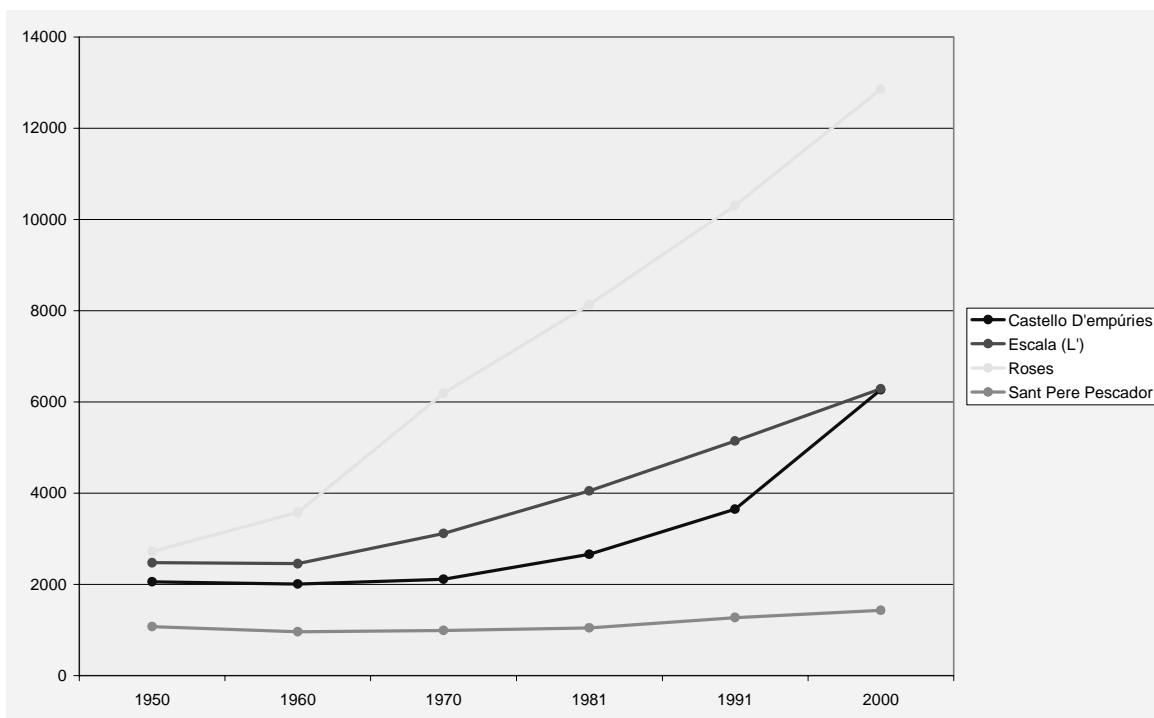
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.11: Evolución de la población de los municipios costeros del cap de Creus



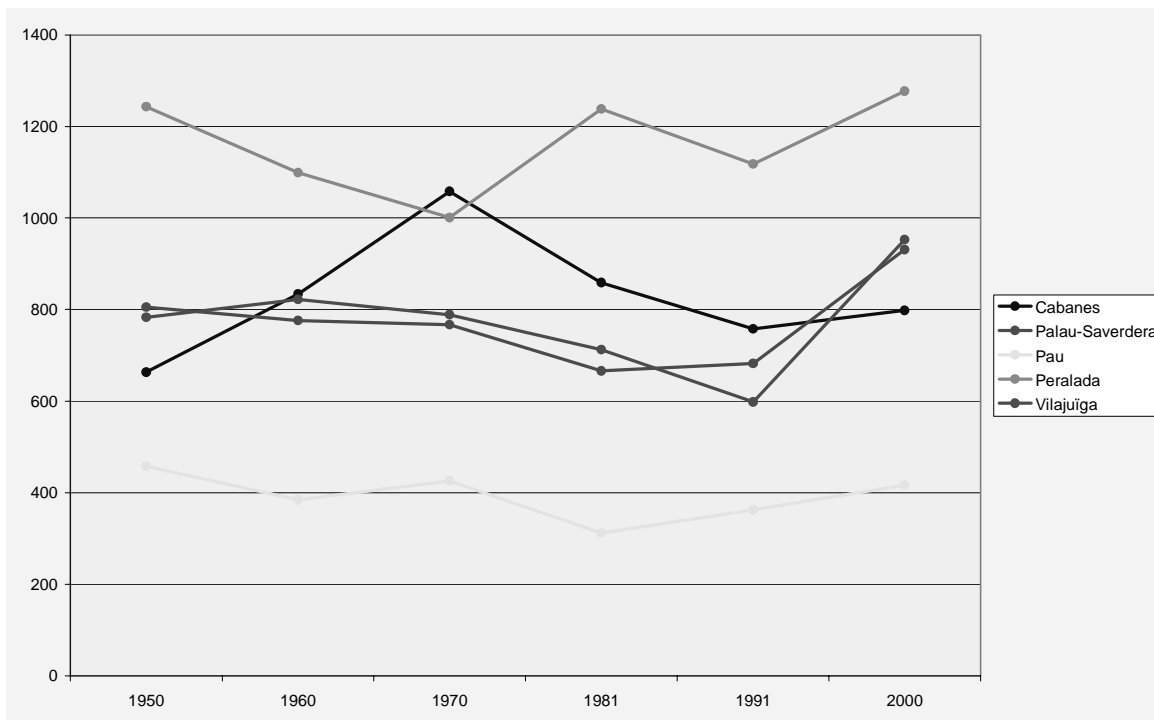
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.12: Evolución de la población de los municipios costeros del golfo de Rosas



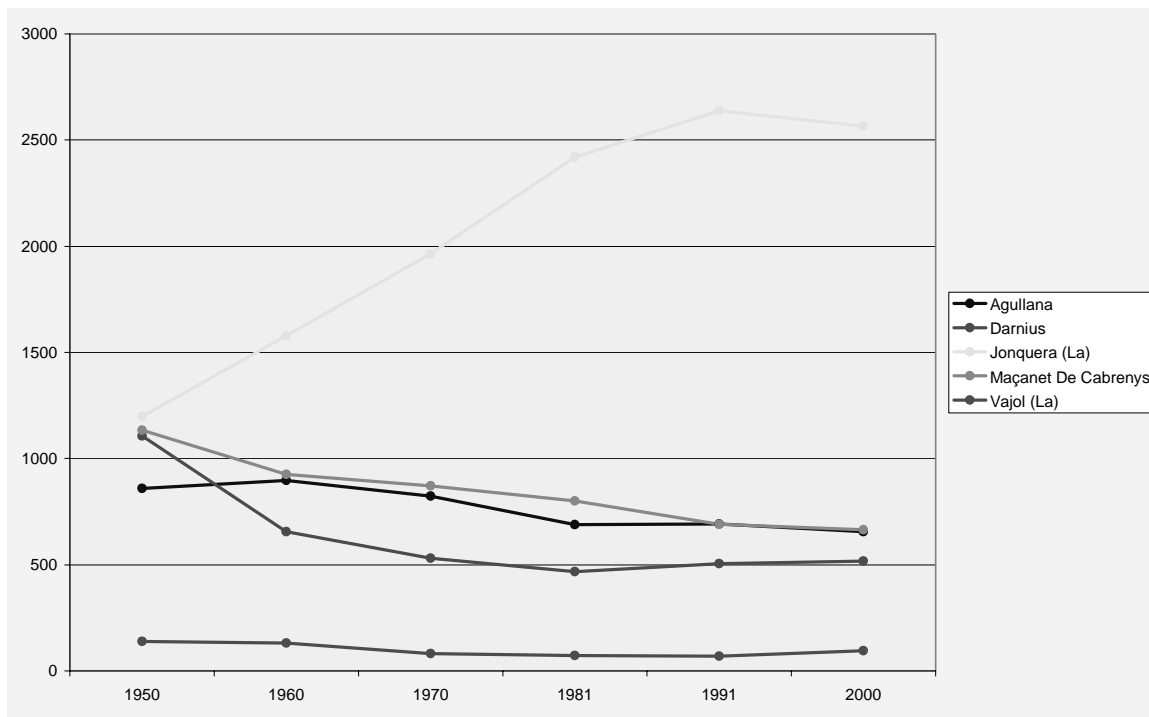
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.13: Evolución de la población de municipios del arco Figueres-Rosas



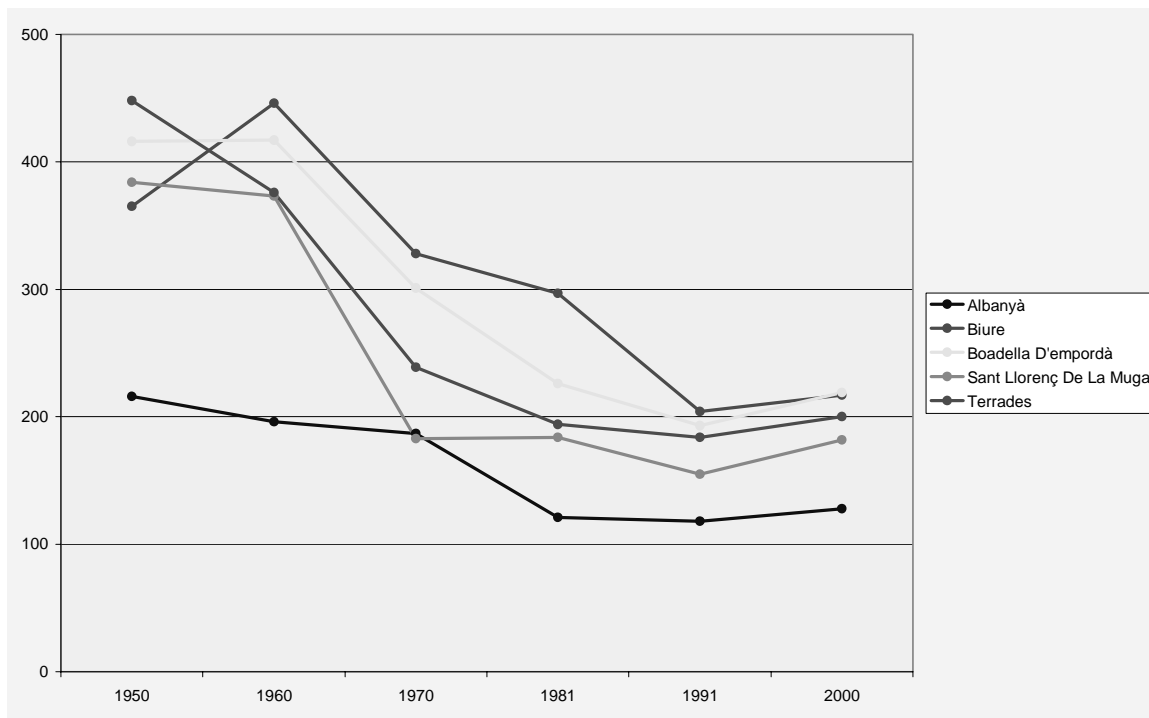
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.14 Evolución de la población de los municipios de las Salinas-l'Albera



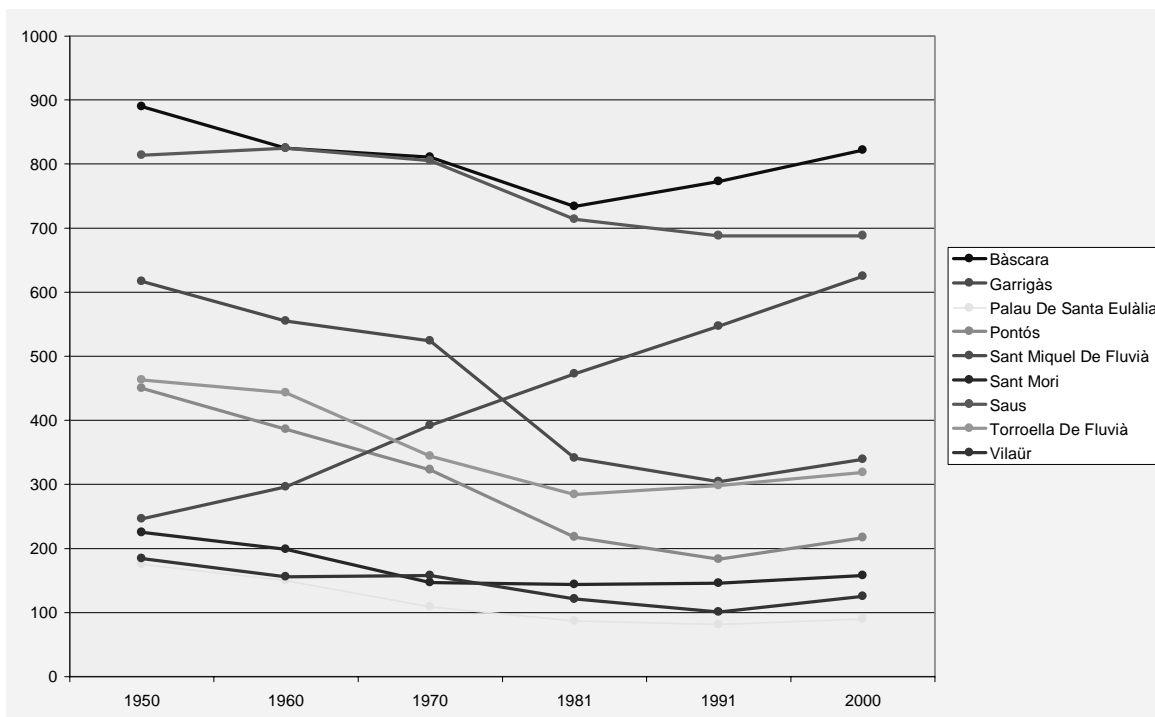
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.15: Evolución de la población del grupo Garrotxa d'Empordà-Rissec



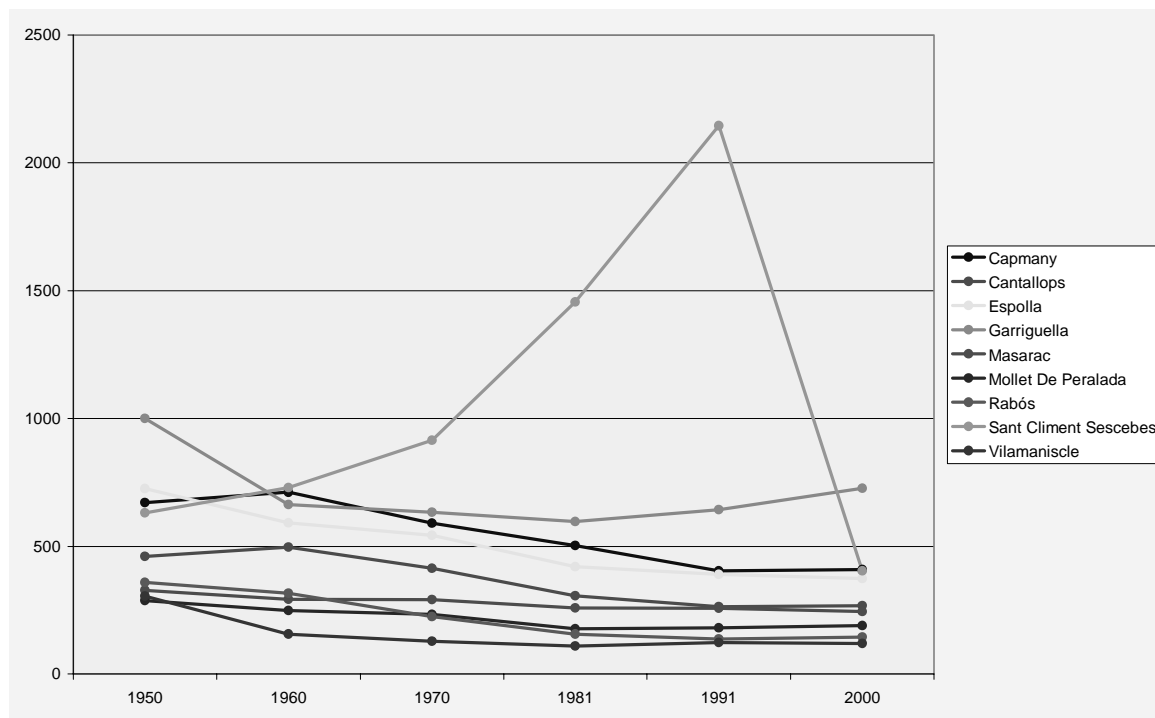
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.16: Evolución de la población de los municipios del Terraprim d'Empordà



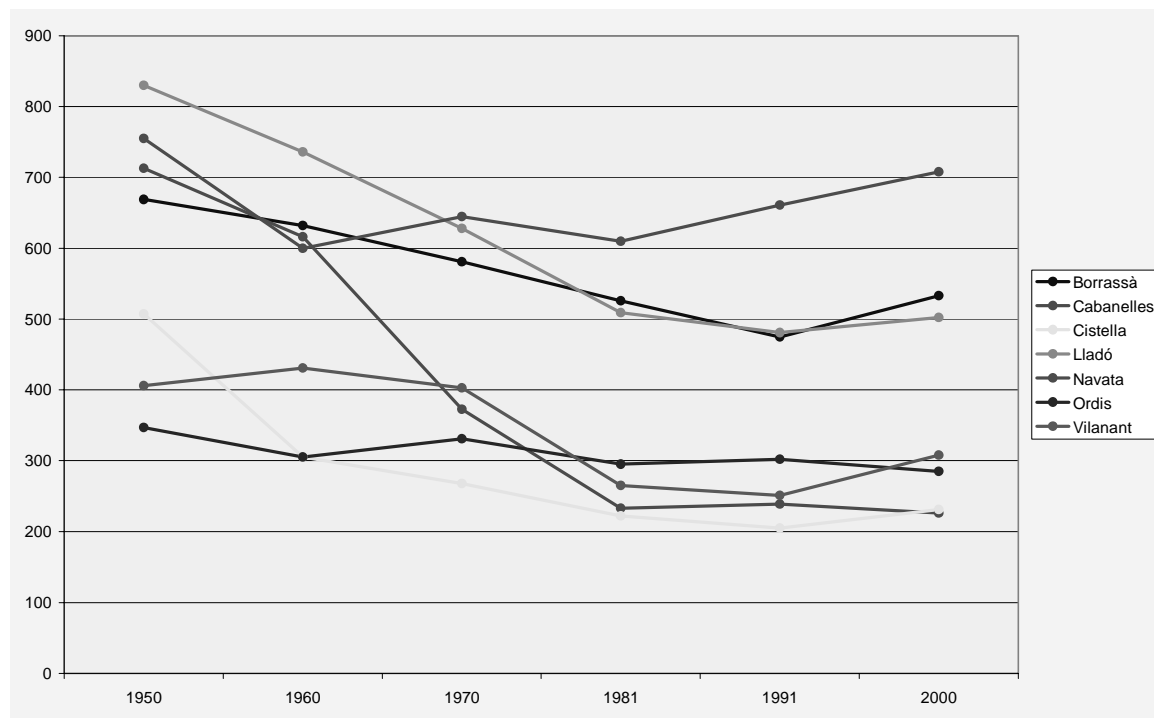
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.17: Evolución de la población del grupo «Aspres» de l'Albera



Fuente: Elaboración propia.

Figura 4.18: Evolución de la población del grupo del llano de la riera d'Àiguema



Fuente: Elaboración propia.

En el período 1980-2000 continúa el crecimiento de las localidades litorales y del entorno de Figueres mientras que en algunas localidades del sector de montaña se observa una estabilización del contingente poblacional, parece como si se hubiera frenado la sangría humana que tuvo lugar entre 1950-70.

La tendencia al despoblamiento que sufrían las localidades situadas en las zonas montañosas, que hasta fines de los años '70 se mostraba firme, comienza a perder la inercia acumulada a lo largo de tres décadas para dejar paso progresivamente a un proceso de estabilización en los efectivos demográficos, e incluso, a una ligera pero firme tendencia de signo contrario, es decir hacia el aumento de la población residente en las áreas rurales. Este proceso está influido principalmente por dos factores :

1) la tendencia a la descentralización funcional de los núcleos metropolitanos hacia las ciudades intermedias e incluso los territorios rurales –la denominada industrialización difusa que tiende al despliegue territorial de las manufacturas-. Proceso que como se sabe no ha tenido la misma intensidad ni la misma dirección. Lo que parece claro es que la ciudad en los años 80 dejó de ser “el Dorado” de la fuerza de trabajo campesina, especialmente en la primera mitad de la década. El ingreso en los mercados de trabajo se volvió más competitivo, especializado y cualificado lo que se convirtió en una nueva barrera para el trabajador del mundo rural.

2) ligado a lo anterior, la tendencia a descongestionar los espacios urbanos, revalorizándose el papel del mundo rural como lugar de descanso, de residencia e, incluso, como lugar de trabajo, toda vez que las mejoras en comunicación, equipamientos y servicios contribuyen a mejorar el nivel de calidad de vida de los ciudadanos. Asimismo, las necesidades de reconversión de la actividad industrial busca aumentar la ventaja comparativa de los costes de la fuerza de trabajo y de suelo, circunstancias que suelen presentar los espacios rurales.

Como resultado de los procesos expuestos en la comarca se diferencian cuatro zonas en las cuales los municipios han aumentado significativamente su población en los últimos 50 años. Estas zonas son:

- a) Figueres y su corona de influencia próxima (figura 4.10).
- b) Las localidades costeras del cabo de Creus (figura 4.11).
- c) Las localidades costeras del golfo de Roses (figura 4.12).
- d) Algunas localidades situadas en el arco Figueres-Roses (figura 4.13).

El resto de municipios comarcales presenta una dinámica regresiva o cuando menos estacionaria. Agrupados por unidades territoriales se distinguen los siguientes agrupamientos:

- e) Macizo de las Salinas (figura 4.14)
- f) Garrotxa d'Emporda-Rissec (figura 4.15)
- g) Terraprimis d'Empordà (figura 4.16)
- h) "Aspres" de l'Albera (figura 4.17)
- i) Llano de la riera d'Àlguema (figura 4.18)
- j) Municipios de segunda línea litoral (figura 4.19).

Todos ellos se caracterizan por tener una economía de base agrícola, forestal en algunos casos, y no haber sido afectados intensamente por las nuevas dinámicas económicas relacionadas con el sector turístico.

4.3.2. Las actividades económicas

4.3.2.1. Agricultura, ganadería y silvicultura

Como se ha señalado anteriormente, las actividades productivas tradicionales de los sectores de montaña han sido fundamentalmente la agricultura, la ganadería y la actividad forestal. La agricultura se desarrolló básicamente en los valles interiores. Los olivares y los viñedos llegaron a ocupar vertientes de mucha pendiente, las terrazas son muestra fiel de su máximo apogeo debido a su alta rentabilidad hasta la aparición de la filoxera y otras plagas que azotaron dichos cultivos.

Durante el siglo XX el mundo rural continúa el proceso de decadencia iniciado en el último cuarto del siglo XIX. La desaparición de muchos olivares a causa del frío de invierno de 1956 contribuye a que este cultivo pierda su antigua importancia.

Algunas poblaciones ubicadas en la zona de los “Aspres” como Garriguella, Espolla, Capmany, Vilajüiga o Cantallops, mantienen aun hoy día su tradicional vocación agrícola, vinculada sobre todo a la producción de los olivares y los viñedos, es decir cultivos de secano desarrollados en suelos fértiles y manejables (Saurí et al, 1999).

La actividad ganadera, sobre todo caprina y ovina, hoy prácticamente desaparecida constituyó en el pasado un elemento de identidad de la zona de montaña a pesar de haber sido una actividad complementaria a la agricultura. La presencia aún hoy en día de praderas y pastizales es una evidencia de la actividad pasada, sin embargo estas tienden a ser reemplazados por la regeneración de la vegetación natural.

La actividad forestal se centraba básicamente en el aprovechamiento del bosque de alcornoques donde se extraía de manera industrial el corcho. Producción que también experimentó una decadencia a partir del primer cuarto del siglo XX (Armanguè, 1993). Asimismo se conoce la gran importancia de la explotación de los encinares para la producción de carbón como recurso energético hasta los años 60 del siglo XX. Actualmente el aprovechamiento forestal en el Alt Empordà es mínimo a pesar de su gran masa boscosa, recuperada en parte por el abandono de tierra agrícola y forestal.

La decadencia del mundo rural constituye un proceso decisivo en la homogeneización del paisaje de la unidad de Montaña, donde lo que predomina es el paisaje forestal, mientras que los campos de cultivo constituyen parches aislados dentro del contexto paisajístico. Una situación que como veremos más adelante es totalmente contraria en la zona de la Plana y la franja litoral.

El escenario estructural y sectorial de las actividades económicas desarrolladas en este territorio ofrece una idea de cuáles han sido aquellas actividades

motrices que han contribuido a la dinámica territorial del conjunto de municipios de montaña. En la actualidad las actividades agrarias no cuentan con excesivo protagonismo. La escasez de suelos con aptitudes agronómicas para sostener cultivos y el predominio del bosque, traen como consecuencia que el uso agrario del territorio sea de carácter mayoritariamente extensivo, lo que implica una menor dedicación al trabajo y, por tanto, una menor capacidad para generar empleo que otros sectores. No obstante la actividad agraria, particularmente a nivel local y especialmente en el caso de la producción forestal, adquiere importancia económica.

A finales de la década de los 80 se experimentó una desaparición casi total de los usos agrícolas y una mínima importancia de las superficies para los usos ganaderos, favoreciendo así el proceso de sucesión ecológica, lo que implica que las tierras a las que no se les da labor agrícola evolucionan hacia pastizales, luego hacia el matorral, los cuales con el paso de los años se transforman en parches de bosque. La tendencia ha sido pues el incremento de la superficie de aprovechamiento forestal. Lógicamente, los municipios con mayor superficie forestal son aquellos donde el aprovechamiento agrícola apenas existe dadas las características orográficas, como por ejemplo en Albanyà y en Maçanet de Cabrenys. (Saurí et al, 1999)

Un proceso parecido ha ocurrido con la actividad ganadera, con una particularidad, de ser un territorio especializado en ganadería bovina se pasó a una producción porcina, cambio favorecido por la reducción en la producción de leche, y las medidas de la PAC de la 'no' penalización a la producción de carne porcina. La ganadería de ovinos y caprinos apenas se ha desarrollado en los últimos años a pesar de ser deficitaria en la CEE, debido fundamentalmente a la inexistencia de mano de obra relativamente joven dispuesta a ocuparse del ganado.

La Plana de l'Alt Empordà desarrolló una tradición agrícola y ganadera relevante a partir de los siglos XIV y XV cuando se realizaron las primeras obras de drenaje de los humedales lacustres y palustres para habilitar el cultivo del arroz.

Este proceso continuó hasta el siglo XVIII en el que se producen cambios novedosos en el sector agrario: la producción de maíz y los cereales de verano,

junto a una fuerte expansión de la viña y de los olivares, que unidos a los inicios de la industria de corcho y del gran desarrollo de la pesca, inciden en un fuerte crecimiento económico. Crecimiento que culminará durante el siglo XIX, cuando la industria del corcho adquiere una gran importancia en la zona de montaña (Agullana, Darnius, Maçanet de Cabrenys y la Jonquera principalmente), proceso que como hemos señalado anteriormente, se vio paralizado en 1880 con la aparición de la plaga de la filoxera, y que más tarde se acentuó con la decadencia de la industria del corcho (Armangué, 1993).

En la Plana, a diferencia de la zona de montaña, se desarrolla, a partir sobre todo de la década de 1930, una diversificación de la agricultura. Se comienzan a introducir las plantaciones de árboles frutales. A principios de los años setenta, y con la puesta en marcha del plan de regadío a partir del funcionamiento del pantano de Boadella, las tierras fértiles del llano adquieren mayor protagonismo agrícola, principalmente para la producción de cereales. Municipios como Cabanes, Vilabertran y Castelló d'Empúries destacan por la producción de cultivos herbáceos de regadío. Así el maíz y el girasol experimentaron una expansión acelerada debido a las subvenciones otorgadas durante este periodo por la Política Agraria Comunitaria (PAC). (Ventura, 2000)

Con respecto a la tenencia de la tierra y al tamaño de la propiedad, el régimen dominante ha sido el de la propiedad privada y el de la disminución del número de explotaciones agrícolas, es decir un incremento del número de propiedades grandes sobre todo desde principios de los años ochenta. Resultando una progresiva concentración parcelaria de interés más bien empresarial en detrimento de la explotación familiar que lógicamente experimenta una tendencia a la marginalidad.

Desde el punto de vista económico, el sector agrario de la Plana es una de las zonas más dinámicas de Cataluña, sin embargo su aporte económico relativo ha disminuido debido principalmente al desarrollo de la actividad turística. Sin embargo, territorialmente, la actividad agraria adquiere gran importancia en el mantenimiento del equilibrio territorial, es decir que 'sobre la dinámica de este sector recae la posibilidad de cambio o continuación de la tendencia a la homogeneización y vulnerabilidad de los cultivos y de los bosques, en esencia del paisaje de la comarca (Saurí et al.1999; Ventura 2000).

4.3.2.2. *Indústria, construcción y turismo*

A pesar del desarrollo tradicional de artesanías y manufacturas diversificadas, el Alt Empordà es una comarca poco industrializada. Actualmente los tres sectores de mayor incidencia son el sector agroindustrial distribuido entre varios municipios pero con mayor incidencia en Figueres, el de la metalurgia centrado en Figueres y extendido a Vilafant, pero también desarrollado en Castelló de Empuries y Roses, y el sector de la construcción en los municipios de la llanura donde hay segundas residencias (Ventura, 1999). La agroindustria constituye el motor de las transformaciones del campo agrario manteniendo así una estrecha vinculación con el sector primario (Cals, Lostado y Matas, 1987). La metalurgia está muy relacionada con una actividad muy diversificada desde la fabricación de material agrícola hasta las bombas hidráulicas (Medir, 1986). En el caso del sector de la construcción es clara su vinculación con el desarrollo turístico y el fenómeno de la segunda residencia, especialmente en Roses y Castelló de Empuries y, en menor grado, en Figueres y Vilafant (Cals, Lostado y Matas, 1987).

Figueres continúa su preponderancia comercial, seguida de los municipios costeros de Roses y Castelló de Empuries en los que el sector servicios está vinculado a la actividad turística. Las primeras manifestaciones de construcciones –urbanizaciones– se dieron en la costa a principios del siglo XX pero su masificación se inició en la década de los años 60 hasta entrados los 70 explicando así las macroubanizaciones de Castelló de Empuries y Roses, en la primera línea de costa, pero también las urbanizaciones que se encuentran en los piedemontes que se extienden entre Palau-saverdera y Garriguella.

En síntesis, el marco geográfico de L'Alt Empordà, es complejo y diverso. Configurado a partir de factores y procesos geológicos y climáticos fundamentalmente que han operado a diferentes escalas espacio temporales, sin dejar de lado el factor humano que ha sido fundamental en la transformación y configuración del paisaje actual.

V. ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN EL MOSAICO PAISAJÍSTICO, 1957-2001

5. ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN EL MOSAICO PAISAJÍSTICO DEL ALT EMPORDÀ ENTRE 1957 Y 2001

5.1. Objetivos específicos de este apartado

1. Caracterizar la estructura del paisaje de la comarca del Alt Empordà, así como de las distintas unidades paisajísticas presentes en la comarca, para los años 1957 y 2001 a través de indicadores de tamaño, forma y arreglo espacial de los parches.
2. Analizar la tendencia evolutiva en la complejidad y heterogeneidad del paisaje ampurdanés, comparando los cambios ocurridos en la estructura paisajística durante el período establecido.

5.2. Hipótesis

1. Durante el período 1957-2001, la estructura del mosaico paisajístico del Alt Empordà, medida a través de indicadores topológicos (tamaño, forma, arreglo espacial), experimentó cambios significativos en algunas unidades paisajísticas, pero en otras unidades se mantuvo la misma tendencia.
2. Las unidades paisajísticas de los sectores de montaña han experimentado durante el período de estudio, un proceso significativo de homogeneización del paisaje, medido a través del cambio en la superficie total y en los tamaños medios de los parches de vegetación arbórea.

5.3. Metodología

El paisaje como modelo ecosistémico, es decir, el paisaje como un sistema dinámico multiescalar, organizado en niveles jerárquicos de complejidad, permite entre otras cosas caracterizar la estructura o arreglo espacial de un territorio en un momento dado y evaluar las tendencias evolutivas de esta estructura con la finalidad de analizar los procesos de fragmentación del paisaje en general, pero particularmente de la vegetación.

La caracterización y los cambios en la estructura del paisaje de la Comarca del Alt Empordá se ha llevado a cabo mediante el uso de indicadores fractales, y la ayuda de los sistemas de información geográfica, utilizando para ello el análisis vectorial a partir de la cartografía digital levantada con base en las fotografías aéreas del período 1956-1957 y con los ortofotomapas digitales del ICC del 2001.

5.3.1. Procedimiento metodológico

5.3.1.1. Mapa Comarcal de clases paisajísticas

Para elaborar el mapa digital de clases paisajísticas del año 1957 se utilizaron dos fuentes de información, una secundaria y la otra primaria. La fuente secundaria proviene del mapa de usos y cubiertas del suelo elaborado por Moserrat Ventura (2000) para la cuenca del río Muga y cuya fuente primaria proviene de las fotos aéreas de 1956-57, escala 1: 33 000. El mapeo de las cubiertas paisajísticas en el resto de la Comarca se realizó con base en la fotointerpretación de esta misma fuente primaria (el vuelo americano de 1956-57), para ello se escanearon las fotografías, se ortorrectificaron con el programa ERDAS, y después se procedió a la fotointerpretación visual y digital.

En el caso del mapa de clases paisajísticas del año 2001, éste se elaboró con base en la fotointerpretación visual y digital de los ortofotomapas a escala 1:25000 del Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC).

Debido a la extensión del área de estudio (1342,43 km²), se decidió cartografiar únicamente aquellas clases paisajísticas más visibles y reconocibles a la escala de origen de los datos: fotografías aéreas a 1:25,000. Para el año 1957 se iden-

tificaron 11 clases: Vegetación arbórea (tanto espontánea como plantaciones), matorral, paisaje de ribera (incluye el lecho fluvial, la vegetación arbórea de ribera y el mosaico de vegetación no arbórea de ribera), laguna, pradera, cultivo/pastizal (incluye tanto los cultivos herbáceos como los leñosos), playa, espacio construido (núcleos urbanos, villas, urbanizaciones, polígonos diversos, etc.) y espacios denudado. Para el año 2001 se cartografiaron las mismas clases paisajísticas pero se agregó el Pantano de Boadella, construido a finales de los años 50.

5.3.1.2. Definición de las unidades paisajísticas

La comarca del Alt Empordà cuenta con una superficie aproximada de 1315 km². Un amplio territorio que muestra una variedad de paisajes notables. Así, en el centro de la comarca se extiende una de las llanuras aluviales más extensas de la Cataluña mediterránea (Compte, 2002), con aproximadamente

El paisaje montañoso también ocupa una gran extensión: 1142 km². Además de las anteriores, la Comarca presenta otras unidades paisajísticas bien diferenciadas, que van desde las sierras de relieve abrupto del cap de Creus hasta el paisaje de los Terraprimis donde la red fluvial individualiza una serie de sierras alomadas y de suave pendiente, pasando por las agrestes montañas coronadas por cinturones de cantiles de la Garrotxa d'Empordà.

En la presente investigación, se han definido, con base a criterios litológicos y geomorfológicos, cinco unidades paisajísticas: La Plana, que incluye el paisaje litoral; los piedemontes o Terraprimis; el Cabo de Creus; la sierra de l'Albera y el macizo de las Salines; y finalmente la Garrotxa d'Empordà (ver mapa 4.3). Estas unidades constituyen, a una escala de análisis 1:25 000, territorios paisajísticamente bien diferenciados, lo que facilita el cálculo de los índices de fragmentación y permite obtener resultados más fiables que si se asume toda la comarca como una sola unidad de análisis.

5.3.1.3. Caracterización de la composición y estructura Paisajística

La caracterización de la estructura paisajística tanto en 1957 como en el año 2001 se realizó a través del cálculo y el análisis de algunos de los índices desarrollados y utilizados por la ecología del paisaje (*landscape ecology*), particularmente por McGarigal and Marks (1995) quienes crearon el programa denomina-

do Fragstat para ESRI. Actualmente el Fragstat se encuentra como un programa independiente, por ahora en un DEMO por estar en proceso de evaluación.

El Ministerio de Recursos Naturales a través del Centro de investigación de los ecosistemas forestales del Norte (CNFE por sus siglas en inglés) desarrolló el programa Patch Analyst (Kembel et. al., 1999) como una herramienta para el análisis de la estructura del paisaje en los ecosistemas forestales que el CNFE investigaba. Las primeras versiones fueron desarrolladas para conducir análisis de información vectorial, posteriormente incorporaron una interface (patch gris) del Fragstat, cuya base es de tipo raster. Actualmente el Patch Analyst se encuentra en la versión 3.2. También se puede encontrar un programa similar desarrollado en Austria, denominado V LATE y que funciona en el ArcMap.

Aún cuando existen todas estas opciones, en la presente investigación se empleó una de las primeras versiones del Patch Analysis (V1.2) debido principalmente a que toda la cartografía digital fue creada en formato vectorial, y en segundo lugar a que esta versión contiene algunos índices que no tienen las otras versiones o los otros programas, como por ejemplo el índice del vecino próximo.

Asimismo, se utilizaron los sistemas de información geográfica (SIG) y paquetes estadísticos para evaluar las hipótesis formuladas.

En una primera etapa se evaluaron los cambios en la estructura del paisaje forestal de toda la comarca, sin considerar las clases paisajísticas que rodean estos parches de vegetación arbórea. Posteriormente se evaluaron esos cambios diferenciando paisaje de montaña en general de la plana. Posteriormente se hizo el análisis según la unidad paisajística. De la misma manera, se evaluaron los cambios a nivel de todas las clases paisajísticas presentes a cada una de las unidades paisajísticas.

Para ello se calcularon diferentes índices que permiten evaluar el tamaño, la forma y grado de aislamiento o conexión física de las distintas clases paisajísticas que configuran la estructura del paisaje. A continuación se indican y explican los índices empleados en este análisis

5.3.1.3.1 Índices de evaluación de la composición y estructura del paisaje

5.3.1.3.1.1 Composición y Superficie de las clases paisajísticas

El índice que se empleó para evaluar el tamaño de los parches es simplemente el promedio aritmético de la superficie de todos los parches presentes según su clase paisajística. Debido a que en muchos de los casos existe una gran diferencia entre los parches de mayor tamaño y los más pequeños, también se consideró la mediana como medida importante para identificar al 50% de todos los parches, ya que como sabemos la media aritmética es muy sensible a los valores extremos.

5.3.1.3.1.2. Índices de distribución espacial de las clases paisajísticas y grado de fragmentación

El grado de compactación o fragmentación de una clase paisajística en un territorio o unidad paisajística, puede ser evaluado mediante el índice distancia al vecino más cercano (NNN). Este índice, define la distancia euclidiana promedio borde con borde (m) entre un parche y el parche adyacente del mismo tipo más cercano (ecuación 1). El área del parche no es utilizada en el cálculo, y las distancias son entre parches más cercanos en lugar de entre todos los parches. Este índice produce valores absolutos y requiere mapas de extensión similar, y tamaños conocidos para poder hacer comparaciones. Una alternativa al NNN que considere distancias no euclidianas lo constituye el índice de distancia costo (ICD) que valora el entorno inmediato que rodea el parche pero no fue empleado en la presente investigación.

$$MNN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{N} \quad (1)$$

Donde NNN = índice del Vecino más Cercano = a la suma de la distancia (m) al parche más cercano perteneciente a la misma clase paisajística entre el número de parches vecinos (N). La distancia es la distancia euclidiana (línea recta) entre borde y borde de los parches vecinos.

El otro índice que se empleó para evaluar el grado de abundancia, dispersión o aglomeración de los parches pertenecientes a cada una de las clases paisajísticas es el índice de yuxtaposición (IJI) o índice de adyacencia (ecuación 2). Un valor cercano a 0 significa que los parches tipo son poco abundantes y tienden a estar localizados en áreas específicas. Valores intermedios (alrededor de 50) significan una distribución media por buena parte del territorio. Valores cercanos a 100 % significa que los parches están distribuidos por todo el territorio. Cuanto mayor sea el IJI y la superficie total cubierta por la clase, mayor será la homogeneización paisajística.

$$IJI = - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) - \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln \left(1/2 [m^2 (m^2 - 1)] \right)} * 100 \quad (2)$$

Donde IJI = Índice de adyacencia el cual varía entre 0 y 100 %. Cuanto más cercano a 100, mayor será su abundancia y distribución territorial.

Descripción: IJI es igual a la sumatoria negativa del perímetro (m) de cada parche tipo (i) dividido por el perímetro total del territorio (m), multiplicado por el logaritmo natural de la misma cantidad, sumado para cada perímetro de parche tipo; dividido por el logaritmo natural del número total de parches tipo (parches de una misma clase paisajística), por el número de parches tipo, menos 1 dividido entre 2; multiplicado por 100

5.3.1.3.1.3. Complejidad del paisaje expresada a través de la forma de los parches

La forma de los parches, para cada una de las clases paisajísticas, se estimó a través del cálculo de la dimensión fractal corregida, AWMPFD (por sus siglas en inglés). El AWMPFD se basa en el cociente perímetro/superficie (ecuación 4), una ecuación derivada de la ecuación 3 que expresa la dimensión fractal desarrollada por Mandelbrot (1977), la cual describe una relación invariable en la escala de observación, entre el perímetro y la superficie de un objeto.

El índice AWMPFD (ecuación 4), si bien es corregido con el tamaño de los parches, no es exactamente la dimensión fractal expresada en la ecuación 3. Aún cuando se corrija con el tamaño, el índice presenta un sesgo ya que la dimensión fractal es la medición a diferentes escalas basada en el concepto de la similitud a través de las mismas. Por tanto cada parche o polígono es en realidad un objeto diferente, aún cuando pertenece a la misma clase paisajística. La ecuación 4 si bien se acerca a esta premisa, su dimensión fractal no es realmente la dimensión fractal en sentido estricto. En este caso lo que procede es realizar una correlación entre perímetro y área de cada uno de los parches de una determinada clase paisajística y calcular el valor k de la ecuación 1 (Mas y Correa, 2000).

El índice AWMPD es un valor fractal promedio para todos los parches que constituyen el mosaico paisajístico en su conjunto. Los límites teóricos están entre 1 y 2; los valores más altos indican mayor complejidad en la forma del parche y los valores cercanos a 1 indican formas geométricas más sencillas (MacGarigal y Marks, 1995; Hargis, Bissonette y David, 1998; Mas y Correa 2000).

$$p = K \times S^{DF/2} \quad (3)$$

Donde p= perímetro, S= superficie, DF= dimensión fractal y K es una constante que depende del objeto. En este caso nuestro objeto es el polígono o parche de una determinada cubierta del suelo.

$$AWMPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{A} \right) \right] \quad (4)$$

Donde AWMPFD= dimensión fractal corregida con base en el tamaño medio de los parches; p= perímetro (m); a= área o superficie de cada parche (m²); ij la pareja perímetro/área para cada uno de los parches; mn el número máximo de parches de parejas ij; A = el tamaño medio (TM) de los parches de una misma clase.

A pesar de estas diferencias conceptuales, el AWMPFD es un buen indicador de la irregularidad y complejidad en la forma de los parches, pero sobre todo permite hacer comparaciones temporales a una misma escala de análisis. El índice cuantifica la complejidad total de la matriz, en lugar de la irregularidad de parches individuales. Esta medida describe las relaciones escalares entre el número de polígonos de un tipo de cobertura dado dentro de una clase paisajística.

5. 3.1.3.1.4. Diversidad paisajística.

La diversidad a la cual se refiere el cálculo del índice de diversidad de Shannon (SDI) (ecuación 5) es la diversidad que tiene el paisaje respecto a su composición, medida que evidentemente depende de la escala de análisis. Esto significa que en una misma unidad paisajística se pueden identificar tantas categorías como lo permitan las fuentes de información, la escala, y los objetivos que se persigan. El bosque arbóreo por ejemplo podría ser clasificado según el tipo de comunidad (robleales, encinares, etc), o por ejemplo el matorral podría ser clasificado según su estado de sucesión, con lo cual el número de categorías o sea la composición paisajística aumentaría, y con esto el índice de diversidad. En el caso de la presente investigación las categorías o clases paisajísticas permiten evaluar la diversidad del paisaje según grandes categorías. Lógicamente, por las características de cada una de las unidades paisajísticas cuyos paisajes naturales originales combinados con actividades distintas dan como resultado una composición paisajística igualmente distinta; unas se esperan tendrán mayor diversidad que otras dadas sus características iniciales.

Por tanto, este índice fue utilizado como una medida comparativa para evaluar grandes cambios espacio/ temporales entre las unidades paisajísticas. El SDI es igual a 0 cuando solo hay una clase paisajística (un uso o cubierta del suelo) y se incrementa conforme aumenta el número de clases dentro de cada unidad paisajística, situación que también varía en el tiempo; clases que se dan en un período pueden desaparecer en otro período, o viceversa.

$$SDI = \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i) \quad (5)$$

Donde, SDI = Índice de diversidad de Shannon; es igual a menos la sumatoria de la proporción de abundancia de los parches pertenecientes a cada una de las clases paisajísticas multiplicado por cada proporción.

El índice de distribución y abundancia de Shannon (SEI) (ecuación 6), al igual que el SDI, es una medida de la diversidad de las clases paisajísticas, sin embargo, este índice considera la distribución y abundancia espacial de los parches de cada una de las clases paisajísticas. Por tanto ofrece una mejor idea de la fragmentación y heterogeneidad del paisaje. Cuanto más diverso y fragmentado esté el paisaje, más cercano a 1 será el valor del SEI. El índice se iguala a cero cuando la distribución y fragmentación de la clase paisajística es baja, o sea cuando estamos en presencia de un paisaje totalmente homogéneo.

$$SEI = \frac{SDI}{\ln(M)} \quad (6)$$

Donde SEI = Índice de distribución y abundancia de Shannon es igual al índice de diversidad dividido entre el logaritmo natural del número de parches tipo, o de todos los parches que conforman el mosaico paisajístico de todo el territorio en estudio.

5.3.1.4. Análisis de la tendencia evolutiva de la estructura del paisaje entre 1957 y el 2001

Los cambios o transformaciones espacio temporales, se evaluaron mediante dos procedimientos, ambos empleando los Sistemas de Información Geográfica.

El primer procedimiento consistió en la elaboración de una matriz de cambios a nivel comarcal y de unidad paisajística (Plana, Cap de Creus, Terraprimis, Salines/Albera y la Garrotxa Alt Empordanesa), obtenida a partir de la técnica de superposición de los mapas de usos y cubiertas del suelo de ambos años (1957 y 2001) mediante un Sistema de Información Geográfica (Arc Map 8.2.). Los cambios analizados se refieren exclusivamente a los cambios en superficie de cada una de los usos o cubiertas del suelo.

El segundo procedimiento consistió en comparar de manera gráfica los diferentes indicadores de estructura del paisaje calculados con base en el Patch Analyst .

5.4. RESULTADOS

Los paisajes mediterráneos, como el de la comarca del Alt Empurdá, históricamente han mantenido un paisaje tradicionalmente caracterizado por campos de viña y olivas alternados con fragmentos forestales de alcornoques, encinares o pinos (Pintó y Gordi, 2000). Una heterogeneidad que parece disminuir producto de factores socioambientales como el abandono de tierras agrícolas, lo que favorece el incremento de las áreas de matorral, incrementando de esta manera la vulnerabilidad del sistema ecológico debido a los incendios forestales, una perturbación que se ha visto favorecida en frecuencia e intensidad por el incremento de biomasa y la presencia de la tramontana.

La heterogeneidad paisajística es el resultado de la heterogeneidad espacio temporal producida por las restricciones ambientales (clima, suelo, geomorfología), los procesos biológicos y ecológicos (colonización, extinción, especiación, movimientos diarios) y las perturbaciones de origen humano (prácticas agrícolas, deforestación, urbanización, contaminación, sobreexplotación de recursos hídricos) (Baudry y Burel, 2002).

La dinámica de los sistemas ecológicos bajo a acción de perturbaciones naturales o antropógenas contribuye a su heterogeneidad espacial y temporal. El tiempo es pues un factor clave para la comprensión de los procesos ecológicos y los mecanismos evolutivos de los paisajes. Por otro lado, es reconocido que las actividades humanas son el principal factor de evolución del paisaje a nivel planetario. Las sociedades han evolucionado en un equilibrio inestable con su medio ambiente, y donde algunas se han derrumbado por una mala gestión de sus recursos naturales, principalmente hídricos, y otras sociedades han logrado hacer frente a la modificación y destrucción de su ambiente. Por tanto, identificar los desequilibrios territoriales es un elemento de partida para mantener o cambiar la gestión de los sistemas ecológicos presentes en un territorio dado.

La heterogeneidad es pues un factor de organización de los sistemas ecológicos. Si podemos identificar la organización de los sistemas ecológicos, podremos analizar su heterogeneidad. ¿Cómo identificar y analizar la heterogeneidad en un momento y en un espacio dado? Una manera de hacerlo es mediante el análisis de la estructura del paisaje actual, que como sabemos es el

resultado de su dinámica pasada. Por tanto evaluar los cambios ocurridos en un período amplio, permiten observar las tendencias de estos cambios y evaluar posibles desequilibrios territoriales.

A continuación se exponen los resultados obtenidos en esta investigación, relacionados con los cambios ocurridos en la estructura del paisaje de la comarca del Alt Empordà entre 1957 y el 2001.

5.4.1. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA PAISAJÍSTICA A NIVEL COMARCAL

5.4.1.1. Composición, cantidad y superficie de los parches paisajísticos

Composición:

La composición de un paisaje, constituye un indicador importante de heterogeneidad y homogeneidad paisajística. En términos generales, cuanto mayor sea el número de clases paisajísticas, en este caso diferentes usos y cubiertas del suelo, presentes en el mosaico paisajístico, mayor será la heterogeneidad paisajística. Ahora bien, heterogeneidad paisajística no significa mejor calidad de los ecosistemas. Esto dependerá entre otros factores, del grado de naturalidad de la clase paisajística, del tipo de matriz que rodea los parches, etc. Sin embargo, la identificación y representación de los diferentes tipos de clases o categorías de uso y cubierta del suelo son más bien subjetivas, y dependen de las fuentes de información, las técnicas de análisis disponibles y el tamaño del territorio estudiado. Una escala de análisis muy general, o por el contrario, muy detallada, podría dar como resultado conclusiones distintas sobre la heterogeneidad y complejidad de un territorio. Lo importante es hacer comparaciones empleando una misma escala de análisis. En el caso de la presente investigación, la valoración es más bien general, debido principalmente a la gran extensión de la Comarca, y a las fuentes disponibles.

Tal y como se aprecia en los mapas de usos y cubiertas del suelo de ambos años, así como en los resultados de la tabla 5.1. Las clases paisajísticas identificadas en 1957 prácticamente se mantienen en el 2001, con la excepción del Pantano de Boadella. Lo que significa que en términos de composición paisajística, a la escala de análisis empleada, y a nivel comarcal, el territorio ha mantenido en

Tabla 5.1. Composición, superficie total, y cantidad de parche, comarca 1957-2001

Clases (usos y cubiertas del suelo)	19 57	2001	19 57		2001	
	parches	parches	Superf. (ha)	%	Superf. (ha)	%
Vegetación arbórea	857	681	45303.46	33.40	50592.67	36.87
Matorral	498	569	24030.57	17.71	26702.21	19.46
Pradera	17	11	1020.20	0.75	414.23	0.30
Ribera	114	121	1069.00	0.79	1577.72	1.15
Cultivos y pastizales	1591	1519	60616.56	44.68	50131.72	36.53
Closes	27	19	1617.92	1.19	1753.25	1.28
Espacio construido	489	717	994.96	0.73	4284.33	3.12
Marismas y lagunas costeras	8	17	215.33	0.16	390.24	0.28
Lagunas	4	4	8.90	0.01	8.90	0.01
Playa	54	54	203.96	0.15	206.12	0.15
Espacio denudado	1	24	1.08	0.00	98.26	0.07
Pantano de Boadella	0	1	0.00	0.00	318.25	0.23
Red vial	12	11	573.22	0.42	759.72	0.55
Totales	3672	3748	135655.14	100.00	137237.61	100.00

Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de usos y cubiertas del suelo de 1957 y el 2001

la segunda mitad del siglo XX, el mismo grado de heterogeneidad paisajística.

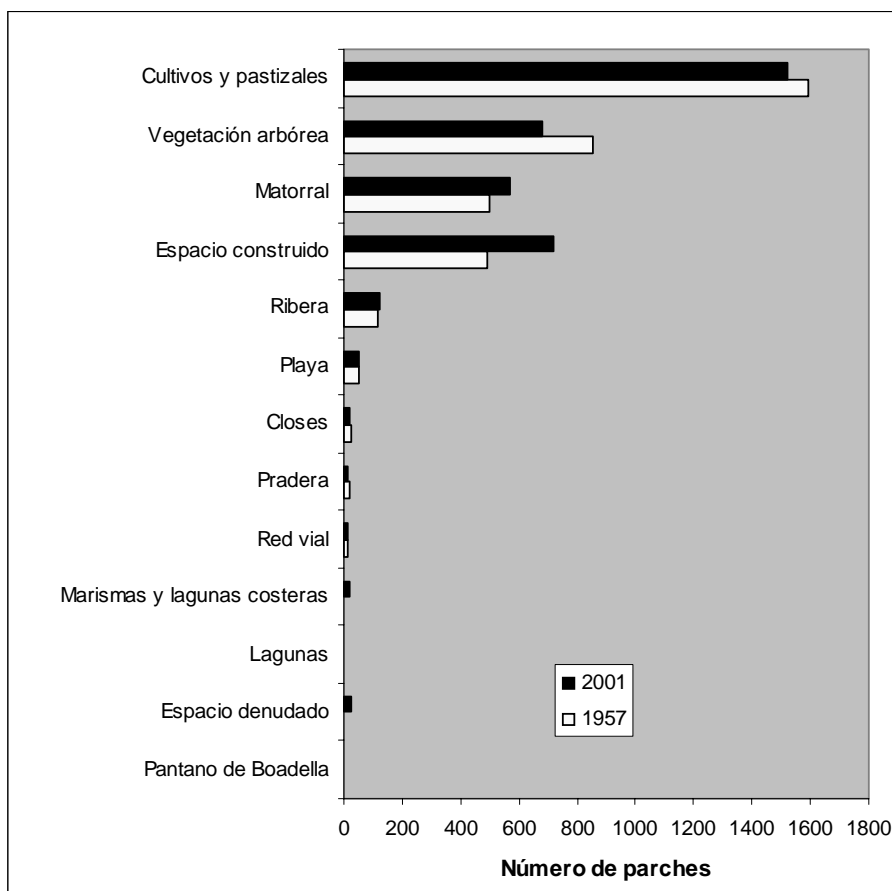
Cambios en el número de Parches:

Ahora bien, observando la figura 5.1, encontramos diferencias estructurales importantes. En primer lugar, el número de parches correspondiente a cultivos y pastizales es superior a todas las demás clases, seguida por la vegetación arbórea, el matorral, y los espacios construidos, y ribera. El resto de categorías (playa, Closes, Pradera, Red vial, Marismas, lagunas, espacio denudado y el Pantano de Boadella), constituyen un número de parches menor. Esta tendencia se mantiene durante todo el período de estudio. Lo que significa que a nivel macro, la estructura en cuanto a cantidad de parches por categoría paisajística se mantiene. Con la excepción del número de parches correspondiente a espacios construidos que se ve incrementada durante el período, y en el 2001 se encuentra en segundo lugar en cuanto al número de parches, seguidos por el bosque y el matorral, lo que quiere decir que mientras unos territorios se fragmentan, otros se compactan.

Cambios en las superficies de cada clase paisajística:

Esta tendencia a la fragmentación y compactación es corroborada por el incremento, la disminución o la permanencia de la superficie correspondiente a cada categoría. La única categoría que ve disminuida su superficie total es la correspondiente a cultivos y pastizales (tabla 5.1 y Figura 5.2). Terrenos que han sido cedidos a espacios naturales (Vegetación arbórea, matorral, ribera) y a

Figura 5.1: Número de parches según clase paisajística, a nivel de comarca, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

espacios artificiales o culturales como espacios construidos, red vial, o naturales bajo explotación, como es el caso del incremento de los espacios denudados que corresponden en su gran mayoría a canteras o sitios de extracción de materiales aluviales. En otras palabras, los terrenos dedicados a cultivos no solo ven reducidas las superficies totales sino que se ven fragmentados por cubiertas tanto naturales como artificiales. Sin embargo, a escala comarcal, la predominancia de una matriz agrícola se mantiene durante la segunda mitad del siglo XX.

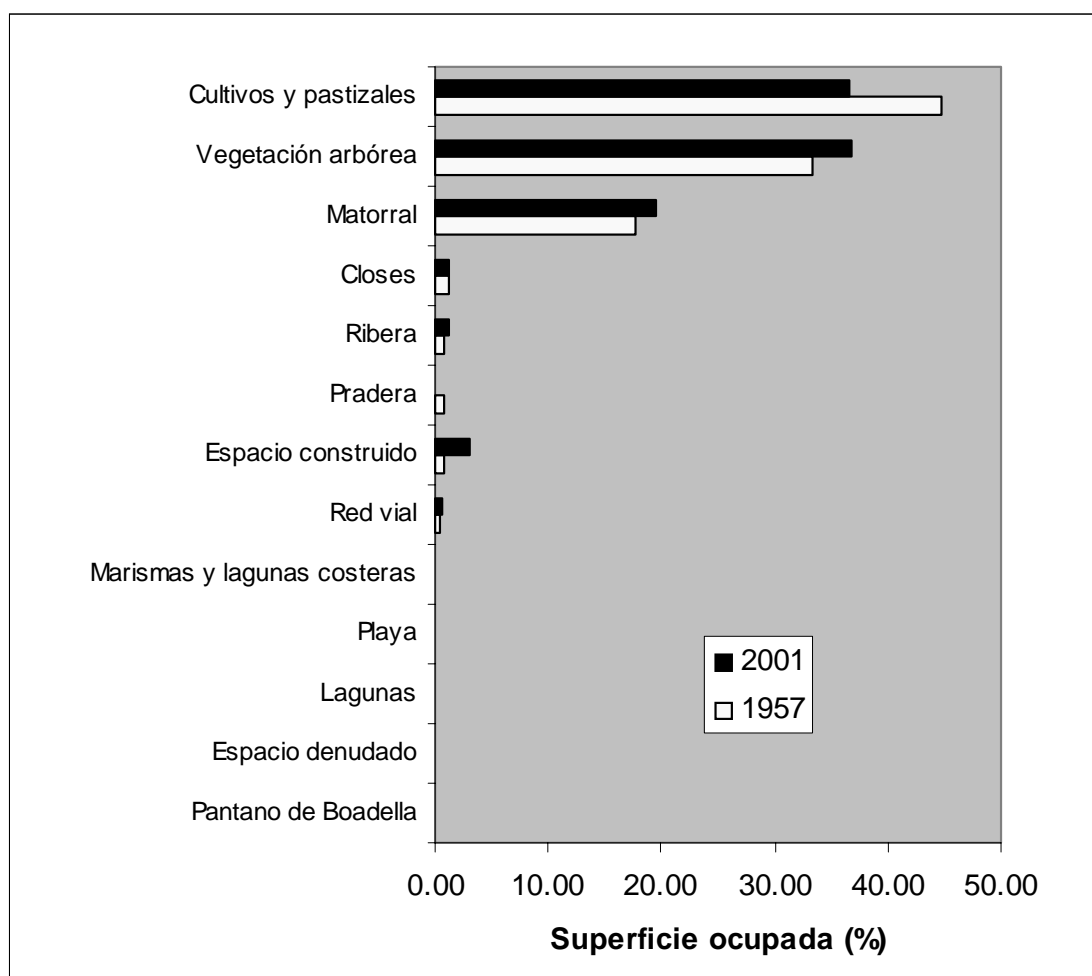
Otras categorías cuyo incremento en cuanto a número y superficie son de gran importancia ecológica están representadas por los parches de ribera y las closes, básicamente constituidas por pastizales sometidos a inundaciones frecuentes.

En el caso de los paisajes de ribera el incremento en superficie total podría ser el resultado de procesos que van desde la regeneración natural de espacios que

anteriormente fueron cultivos, hasta procesos de reforestación. En el caso de las closes, el aumento probablemente obedece a la creación del Parque Natural dels Aiguamolls y su posterior gestión.

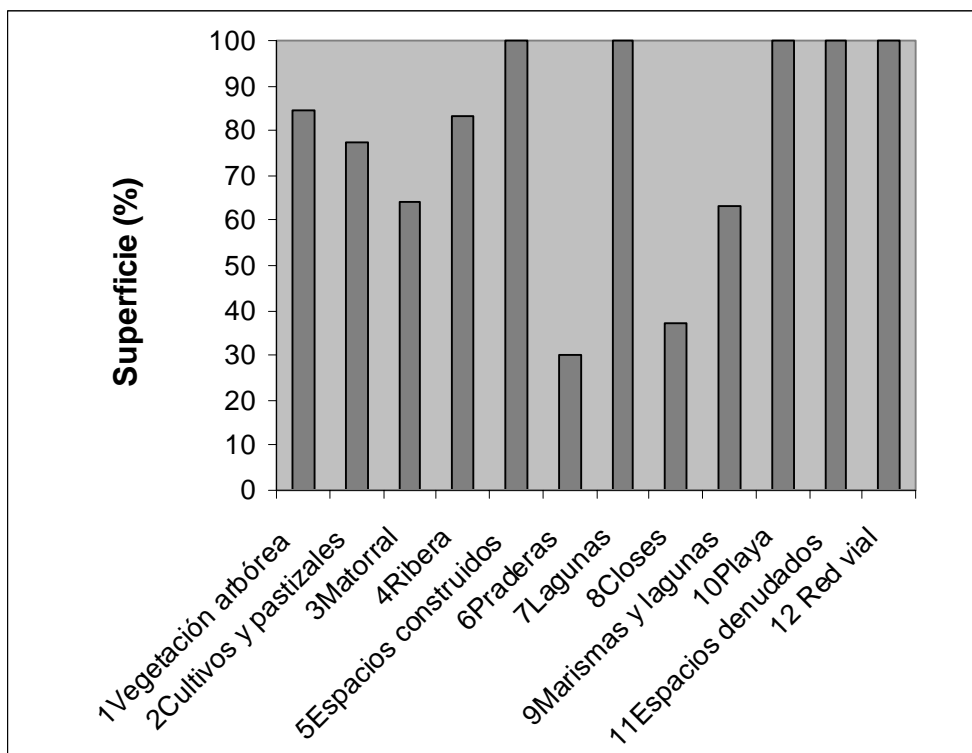
Importante es también destacar el incremento en cuanto a superficie total de la red artificial, representada por la estructura viaria terrestre. Que aun cuando ocupa una superficie menor, es un elemento que fragmenta el paisaje. En otras palabras, este elemento cultural es importante no tanto por el área o el tamaño medio que ocupa, sino por ser una red artificial que según su localización, ancho y el flujo vehicular, podría representar un elemento negativo para los sistemas ecológicos por donde atraviere la red.

Figura 5.2: Cambios en la superficie ocupada por las distintas clases paisajísticas, 1957-2001, a nivel de omarca



Fuente: Elaboración propia

Figura 5.3: Superficie (%) que no varió de uso y cubierta del suelo entre 1957 y 2001, a nivel de comarca.



Fuente: Elaboración propia

Una categoría que tiene gran importancia, sobre todo por su carácter cultural unido a factores biofísicos estructurantes, es la de praderas o pastos supraforestales localizados en las sierras pirenaicas de la Comarca. La evolución de esta categoría muestra durante la segunda mitad del siglo XX, un retroceso o pérdida de esta categoría, lo cual se refleja en una disminución en el número total de parches, en la superficie total, así como en su tamaño medio y mediano.

El abandono de las prácticas tradicionales en la mayor parte de estas tierras de montaña, debido a la crisis rural de finales del siglo XX, ha inducido a un proceso de sucesión natural de la vegetación, hacia un estadio de mayor naturalidad, en detrimento de un paisaje cultural rico en heterogeneidad. De acuerdo con Serrano et. al. (2000) las praderas Pirenaicas, al igual que muchos otros sectores de montaña, están pasando por un proceso ecológico muy lento que conduce a una etapa de inestabilidad con estadios iniciales en los que se gana

diversidad y otro estadio posterior que agrupa las unidades naturales, forma el bosque, y se pierde diversidad.

Estos cambios en las superficies totales de cada una de las clases se pueden apreciar más en detalle en la tabla 5.7, la cual muestra un resumen de la matriz de cambios calculada con base en la sobreposición de los mapas de uso y cubiertas del suelo de 1957 y el 2001. La tabla muestra los porcentajes de superficie de los distintos usos y cubiertas del suelo que se mantuvieron, y de aquellos que cambiaron a otros usos en el 2001. La figura 5.3 muestra únicamente los porcentajes que se mantuvieron en el 2001.

Los resultados muestran como de la superficie total cubierta por vegetación arbórea en 1957 (4530.85 ha), 84.5 % de esa superficie se mantenía en el 2001. El resto (11.5%) cambió a matorral (11.09%), cultivos y pastizales (2.93 %), Pantano de Boadella (0.47 %), espacios construidos (0.28%), y a otros usos en menor medida.

En relación a los cultivos y pastizales, la matriz de cambios confirma la pérdida de terrenos dedicados a esta actividad agropecuaria. De una superficie total de 60606.84 ha que habían en 1956 dedicadas a este uso, solo el 77.36% se mantiene en el 2001. El resto de tierras cambió a usos como la vegetación arbórea (7%), el matorral (8%), a espacios construidos (4%) closes (2%), red vial (0.2%), y Pantano de Boadella (0.14%) mayormente. En el caso de la vegetación arbórea, existe una gran cantidad de superficie que cambio a bosque cultivado para el aprovechamiento forestal (alcornoques y pinos básicamente)

Los cambios de la superficie de matorral a otros usos, particularmente a vegetación arbórea (26%), pone en evidencia dos procesos, por un lado el proceso de regeneración natural que ya se estaba dando desde la década de los 60 en las zonas de montaña, y por otro lado los efectos frecuentes de los incendios forestales en el control del matorral hacia estadios superiores, es decir hacia la regeneración natural del bosque. De otra manera no se explicaría el hecho de que en el 2001 aún permanecía el 67% de la superficie que había bajo matorral en 1957 (23995.75 ha), además de los incrementos que hubo a expensas de los

cultivos y pastizales que fueron abandonados y que significaron 5243.49 ha más de matorral en el 2001.

De las 1020,19 ha de praderas que había en 1957, solo el 30% de ellas se mantenía en el 2001. El 24% pasó a matorral, pero la mayor parte de la superficie restante 44% era ya vegetación arbórea en el 2001, lo que significa que durante estos 45 años el matorral dio paso al bosque.

En el caso de las áreas de closes, de las 1617.53 ha que habían en 1957, solo se mantuvo el 37 % en el 2001. La superficie restante cambió básicamente a cultivos y pastizales (50%) , lo que evidencia el drenaje intensivo que se realizó en estas zonas entre la Plana y el litoral durante segunda mitad del siglo XX. Estos suelos ,aparte de esta limitación agroecológica por exceso de agua, son suelos altamente fértiles. El drenaje de estos terrenos también se realizó con fines urbanos,de allí que se observa como parte de estos terrenos de closes pasaron a espacios construidos en el 2001 (10%).

El resto de usos y cubiertas del suelo no se analizan debido a las superficies pequeñas que representan a escala comarcal.

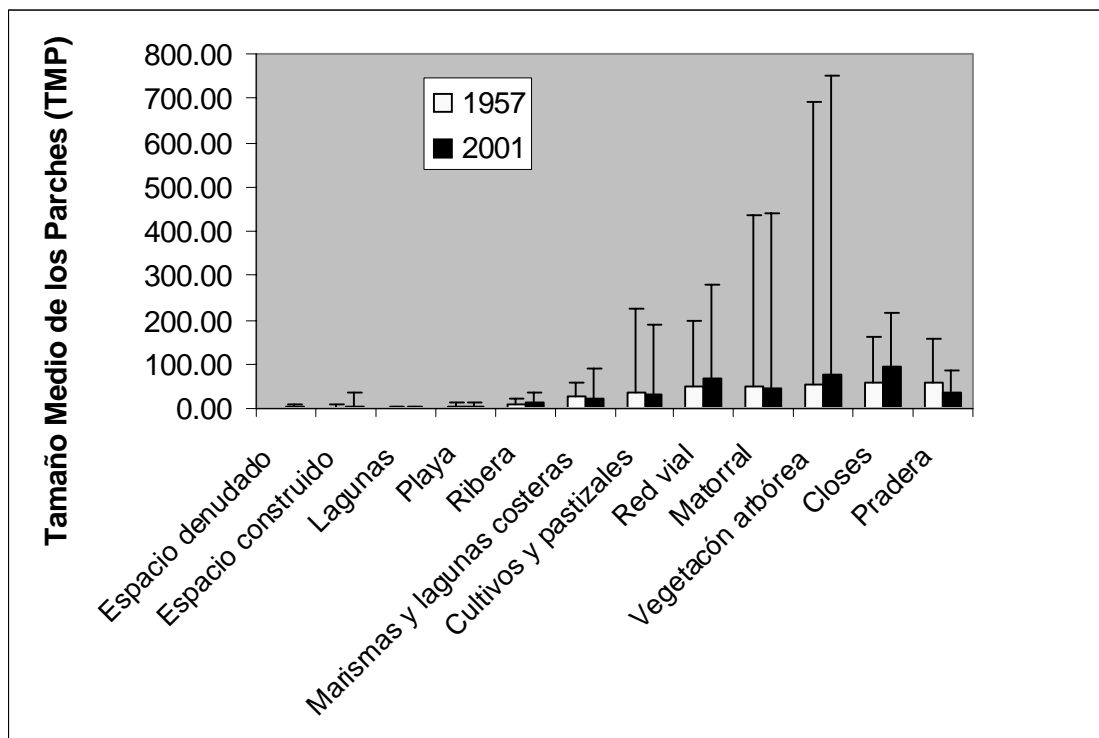
5.4.1.2. Tamaño Medio de los parches paisajísticos:

Un aumento en la superficie total de cada clase paisajística y una reducción en el número total de parches, no necesariamente implica un cambio en cuanto al tamaño promedio de los parches, otro indicador importante de estabilidad o cambio en la heterogeneidad paisajística.

La figura 5.4, y la tabla 5.2., resume las características y tendencias en el tamaño medio de las diferentes clases paisajísticas representadas en el paisaje de la Comarca. Los resultados muestran que si bien el tamaño medio mayor lo exhiben las praderas, las mayores desviaciones estándares las presentan las coberturas con mayores superficies, es decir, la vegetación arbórea, el matorral, así como los espacios construidos.

En 1957, no solamente el tamaño medio mayor pertenecía a la vegetación arbórea (52 ha) sino que también, tal y como lo muestra la desviación estándar (DS), esta exhibe los parches de mayor extensión (700 ha). En segundo lugar, en

Figura 5.4: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, a nivel de comarca, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.2: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, comarca 1957-2001

CLASE	TMP	COV	DS	TMP	COV	DS
	19 57			2001		
	(Ha)			(Ha)		
Espacio denudado	1.08	0.00	0.00	4.09	140.55	5.75
Espacio construido	2.03	332.31	6.76	5.98	470.75	28.13
Lagunas	2.22	53.39	1.19	2.22	53.35	1.19
Playa	3.78	306.96	11.59	3.82	298.80	11.41
Ribera	9.38	163.02	15.29	13.04	187.98	24.51
Marismas y lagunas costeras	26.92	117.94	31.74	22.96	297.16	68.21
Cultivos y pastizales	38.10	484.53	184.61	33.00	472.88	156.07
Red vial	47.77	316.50	151.19	69.07	304.25	210.13
Matorral	48.25	807.84	389.82	46.93	838.66	393.57
Vegetación arbórea	52.86	1207.22	638.17	74.29	909.38	675.60
Closes	59.92	167.84	100.57	92.28	131.96	121.77
Pradera	60.01	165.23	99.16	37.66	127.92	48.17
Pantano de Boadella			0.00	318.25	0.00	0.00

Fuente: Elaboración propia

TMP: Tamaño medio de los parches.
 COV: Covarianza
 DS: Desviación estándar

cuanto al tamaño medio y los polígonos con tamaños máximos, encontramos el matorral con valores medios de 48 ha y tamaños que alcanzaban las 500 ha. Con tamaños medios un poco menores, 38 ha, encontramos los cultivos y pastizales cuyos parches alcanzaban hasta 250 ha. En cuarto lugar, y lógicamente con tamaños medios muy inferiores a las categorías anteriores, se encuentran los espacios construidos; parches de 2 ha en promedio pero con tamaños máximos que llegaban a casi 9 ha.

Las closes y las marismas/lagunas costeras representan una situación peculiar y muy importante en el sentido de que mantienen tamaños medios importantes desde el punto de vista de la conservación. En 1957, estas dos clases presentaban los tamaños medios mayores de todas las clases paisajísticas (59 ha y 60 ha respectivamente), tamaños importantes ya que como se dijo anteriormente, sus superficies totales como categoría, apenas alcanzaban 1.9 % y 0.75% respectivamente. Es decir, poca superficie pero parches de tamaños significativos.

Para el año 2001, la tendencia jerárquica de las tres grandes categorías, respecto al tamaño medio y los parches con tamaños máximos, se mantiene. Unido a ello se observa una tendencia a la homogeneización de la vegetación arbórea; el tamaño promedio de los parches de vegetación arbórea aumenta considerablemente (alcanza las 72 ha con máximos de hasta 800 ha). Proceso inducido principalmente por las políticas de reforestación con fines comerciales como el cultivo del pino blanco en los sectores al sur de la comarca, y el alcornocal de gran importancia por el aprovechamiento industrial del corcho. Este último se ha expandido incluso en terrenos que potencialmente pertenecen al dominio del encinar sobre todo en el sector de la Jonquera, Darnius, Capmany y Cantallops (Pavón, 2001a).

El tamaño medio del matorral se ha mantenido estable (47 ha), así como los tamaños máximos (500 ha) que como lo señala el coeficiente de variación (COV) se mantiene muy parecido en ambos años.

Los cultivos y pastizales no solo tienden a reducir sus tamaños medios (disminuyen a 33 ha) sino que sus tamaños máximos también se reducen en 50 ha

(100 ha de las 150 ha en 1957). Lo cual evidencia ese proceso de intensificación agrícola en la zona de la Plana y el abandono de tierras en sitios cuyos suelos son poco productivos.

Los espacios construidos también, como era de esperar, aumentan ampliamente su tamaño promedio, alcanzando un tamaño medio de 6 ha y unos tamaños máximos que alcanzan casi las 35 ha. Dinámica inducida fundamentalmente por la aparición de nuevas urbanizaciones tanto en el interior como en el sector litoral, en este último con una intensidad y magnitud mucho mayor.

Respecto a las praderas, un agroecosistema de gran valor paisajístico, cultural y ecológico, sus parches experimentan reducciones en sus tamaños medios (en el 2001 disminuyó a 37 ha). Disminuciones causadas por el abandono de muchas de estas tierras, las cuales se han transformado, por un proceso de regeneración natural, a matorral y este, a bosque. Actualmente la mayoría de las praderas remanentes se encuentran dentro del área PEIN Salines/Albera.

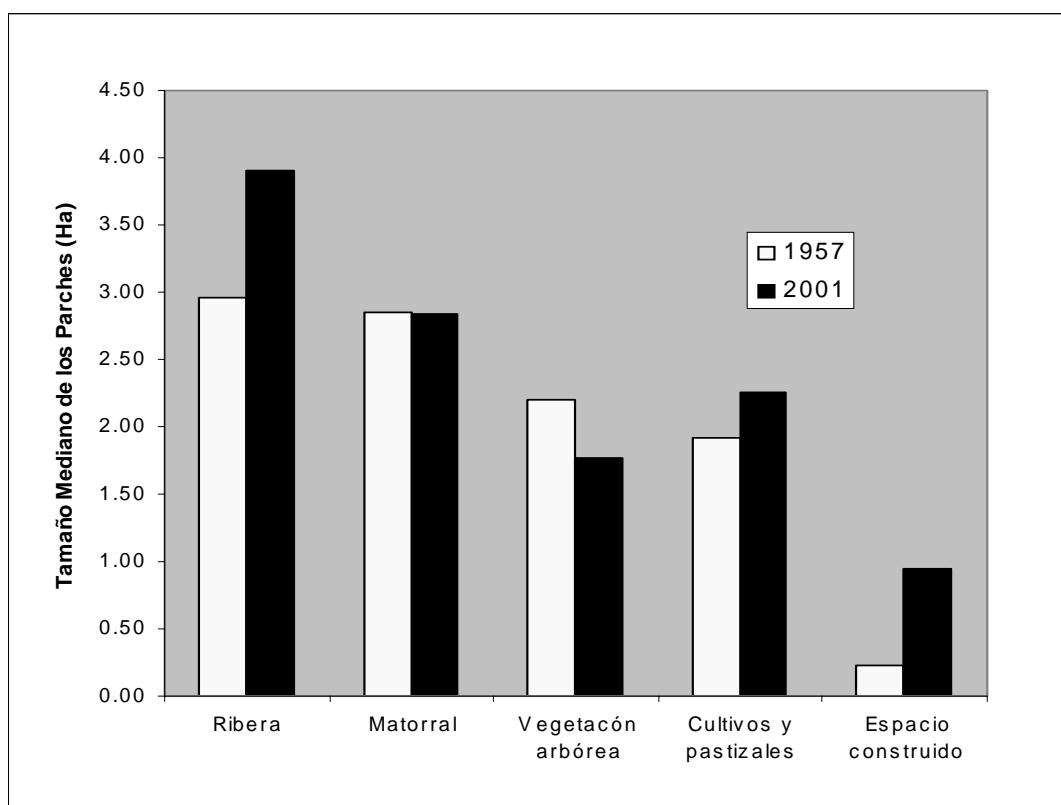
En el caso de las closes, agroecosistemas de tierras periódicamente inundadas, su tamaño medio se incrementa en 43 ha al tiempo que el coeficiente de variación disminuyen grandemente (pasa de 167 a 131 ha). Estos cambios reflejan como al tiempo que unos parches cambiaron de uso, a espacios construidos por ejemplo, otros se incrementaron o se mantuvieron. Estos incrementos se deben básicamente a la creación del Parque de los Aiguamolls de Empordà y sus actuaciones recientes tendientes a recuperar y mantener estos agroecosistemas.

6.4.1.3. Tamaños medianos de los Parches

Los resultados obtenidos indican que en 1957 un 50 por ciento de todos los parches presentes en todas y cada una de las clases paisajísticas exhibían tamaños menores a 3 ha. Siendo los parches de ribera los de mayor tamaño mediano, seguidos por el matorral y la vegetación arbórea, entre 3 y 2 hectáreas en promedio. En el caso de las categorías de carácter más bien cultural como son los cultivos con pastizales y los espacios construidos, el 50 por ciento de los parches tenían tamaños medianos inferiores o iguales a 2 hectáreas. Esta situación evidenciaba la presencia de un paisaje ya fragmentado y heterogéneo heredado

de las actividades humanas pasadas, combinado con los factores bióticos y abióticos que han definido la estructura de este territorio. Que tiende a perder

Figura 5.5: Tamaño mediano de los parches según clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001.



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.3: Tamaño mediano de los parches (TMP) según clase paisajística, comarca 1957-2001

	Tamaño Mediano	
	19 57	2001
Espacio construido	0.23	0.95
Playa	0.23	0.23
Espacio denudado	1.08	1.28
Red vial	1.41	1.41
Lagunas	1.44	1.44
Cultivos y pastizales	1.92	2.26
Vegetación arbórea	2.20	1.77
Matorral	2.85	2.84
Ribera	2.96	3.91
Marismas y lagunas costeras	5.58	0.70
Closes	14.57	22.99
Pradera	24.87	24.09
Pantano de Boadella		318.25

Fuente: Elaboración propia

esta heterogeneidad en los años posteriores.

En el 2001, si bien las clases mantienen estas mismas tendencias en cuanto al tamaño mediano, ribera con mayores tamaños medianos, matorral, vegetación arbórea, cultivos y espacios construidos, se aprecian cambios importantes. El 50 por ciento de los parches pertenecientes a las clases paisajísticas culturales; cultivos y espacios construidos, claramente aumentan su tamaño mediano, particularmente los espacios construidos que aumentan el doble del tamaño. Aún así, la mediana se mantiene en menos de 3 hectáreas.

La otra categoría que muestra un claro incremento en el tamaño mediano corresponde al paisaje de ribera, un elemento importantísimo en el equilibrio ecológico de cualquier territorio. El 50% de los parches tenían un tamaño promedio de 3 ha el cual se incrementó a 4 ha en el 2001.

En el caso del matorral sucede una situación diferente, que más que estabilidad, evidencia el efecto espacial diferencial de los incendios forestales. Esto explicaría que aún cuando la superficie total de matorral en la Comarca ha aumentado, el tamaño medio y el mediano se han mantenido prácticamente constantes. En el 2001 al igual que en 1957, el 50 por ciento de los parches de matorral se mantenía con tamaños medianos alrededor de las 3 hectáreas. Probablemente debido a la frecuencia periódica de los incendios forestales, sobre todo en el Cap de Creus.

5.4.1.4. Arreglo espacial de los parches paisajísticos

Conocer la distribución o arreglo espacial que tienen los parches de las diferentes clases paisajísticas representadas en un territorio y en un momento dado, ofrece un elemento de análisis que ayuda a elaborar el diagnóstico de las tendencias pasadas y el estado actual del sistema ecológico territorial. Clases paisajísticas cuyos parches se encuentran espacialmente muy cercanos, formando arreglos espaciales compactos, o por el contrario formando un arreglo espacialmente disperso, pueden tener una incidencia negativa o positiva tanto al interior de la clase misma y o en su entorno natural inmediato. Este efecto está influido, entre otros factores, por el grado de naturalidad de las clases, o sea los

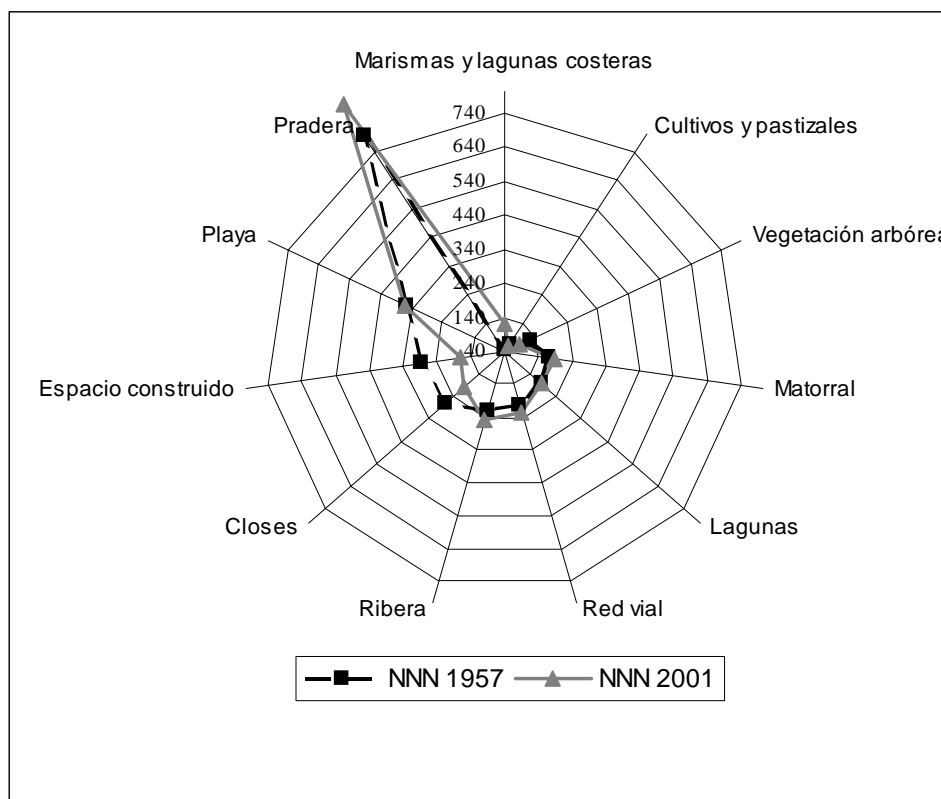
usos y cubiertas del suelo, y los procesos ecológicos y culturales relacionados con la configuración y dinámica del mosaico paisajístico.

El arreglo espacial de los parches para cada una de las clases paisajísticas, es decir el grado de dispersión o compactación de los parches pertenecientes a una misma clase, fue evaluado a través de dos indicadores, el índice del parche más cercano (NNN) (ecuación 1) y el índice de adyacencia (IJI) (ecuación 2). El NNN aumenta su valor (distancia lineal en metros) a medida que aumenta la dispersión entre los parches tipo. O sea a menor valor mayor es el agrupamiento o compactación de los parches y a mayor valor mayor es el grado de dispersión de los parches. En el caso del IJI, si el valor es igual a cero significa que el parche es único, y conforme se acerca a 100 significa que hay un grado de distribución mayor, expresado por una mayor adyacencia y cantidad de los parches. Este indicador es importante para evaluar conectividad.

De acuerdo con los resultados del NNN (Figura 5.6), el comportamiento más evidente lo presentan los cultivos y pastizales, que durante el período de estudio, mantienen una estabilidad importante en cuanto a su arreglo espacial, al tiempo que exhiben una arreglo espacial compacto, indicado por un NNN bajo (aproximadamente 65 metros entre parches), el más bajo de todas las clases paisajísticas con excepción de las marismas y lagunas costeras que muestran los valores más bajos (44,29m) en el año 1956. Lo anterior coincide, con los resultados de tamaño y superficie total señalados anteriormente, y que muestran el hecho de que los cultivos constituyen, junto con la vegetación arbórea, cuyos valores de NNN también son bajos (poco más de 100 metros en promedio), las dos matrices paisajísticas presentes en la comarca.

El matorral y las lagunas muestran valores un poco más altos que los cultivos, la vegetación arbórea y las marismas y lagunas, aunque con distancias lineales entre parches que no alcanzan en promedio los 100 metros. Esto evidencia un alto grado de agrupamiento espacial de estas categorías, agrupamiento que tiene sus orígenes en variables físicas (clima, geomorfología, etc) así como en variables culturales como la reforestación (caso del alcornocal) o la agricultura, y las construcciones en la zona marítima, proceso que ha eliminado algunos de estos hábitat naturales.

Figura 5.6: Índice del Vecino más Cercano (NNN) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.4: Índice del Vecino más Cercano (NNN) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001

CLASE	NNN19 57	NNN2001
Marismas y lagunas costeras	44.29	119.62
Cultivos y pastizales	66.16	64.09
Vegetación arbórea	121.89	89.18
Matorral	170.15	184.96
Lagunas	179.10	178.85
Red vial	203.18	225.95
Ribera	216.74	250.38
Closes	270.82	194.87
Espacio construido	281.47	169.76
Playa	350.41	361.66
Pradera	787.79	904.58
Espacio denudado	**	1503.93
Pantano de Boadella	*	**
* No existía en 1957		
** Constituye un parche único		

Fuente: Elaboración propia

Dentro de un rango que va desde los 200 metros hasta los 400 metros al vecino del parche más cercano, es decir con una distribución espacial más dispersa, encontramos varias clases, que incluyen elementos básicamente culturales como la red vial, los espacios construidos, así como elementos más naturales como el paisaje de ribera, y las playas, o elementos intermedios como las closes, sitios periódicamente inundados, pero básicamente compuestos por pastizales.

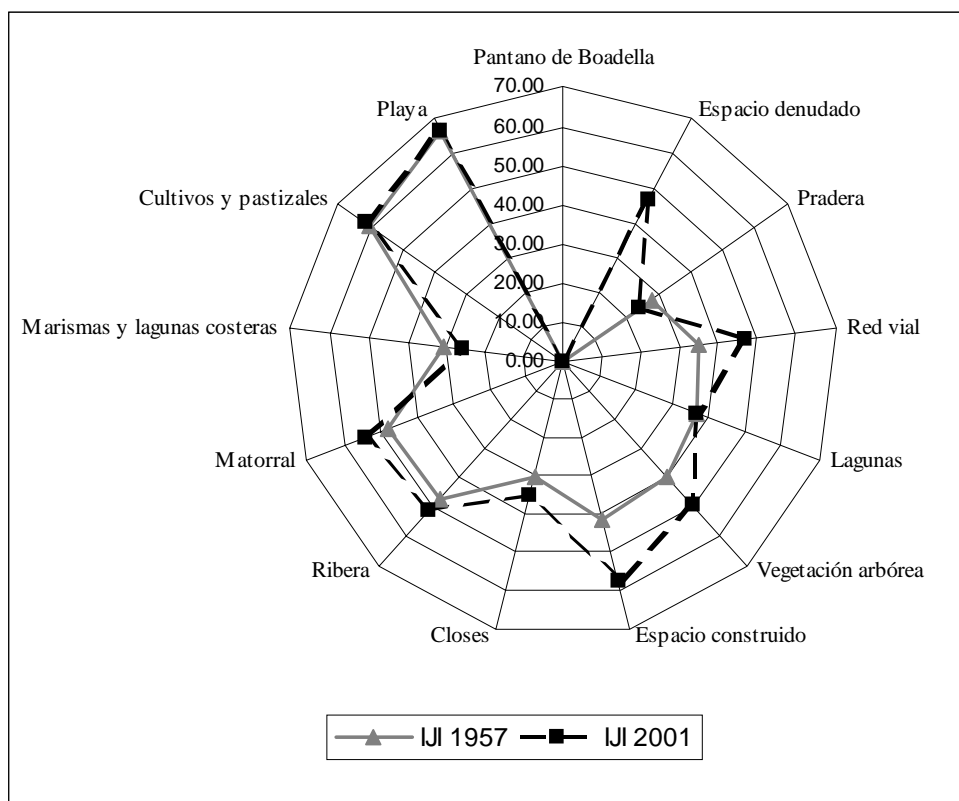
Las praderas, muestran el grado de aislamiento territorial en que se encuentran, ya que si bien están ubicadas en los sectores montañosos Pirenaicos, la distancia promedio entre ellas es más de 700 metros en línea recta, lo que tampoco es un valor alto dado el tamaño total de la comarca.

Respecto a los cambios estructurales ocurridos en las clases paisajísticas representados durante el período de 1957 a 2001, evaluadas a través de este índice, la tendencia general se mantiene (figura 5.6); por ejemplo los parches de las praderas conservan en ambos años prácticamente las mismas distancias, básicamente porque estos agroecosistemas están altamente influenciados por la altitud.

Por otro lado, si observamos al interior de cada clase, se nota, con excepción de los cultivos y pastizales y las lagunas que mantienen un mismo grado de agrupamiento espacial, dos tendencias opuestas. Por un lado, la expansión de ciertos usos o cubiertas (clases), como la vegetación arbórea y las closes, en sitios que ya tradicionalmente existían en 1957, da como resultado un incremento en la compactación, agrupamiento u homogeneización de estas categorías. Asimismo la creación de nuevas urbanizaciones, o el crecimiento urbano de los centros poblados dan como resultado un arreglo espacial más conectado por decirlo de alguna manera. Por el contrario, ciertas categorías han tendido a un arreglo espacial más disperso, como es el caso del matorral, o más aislado como es el caso de las praderas y también las marismas. En todos los casos, los factores que han incidido en esta dinámica estructural están básicamente relacionados con elementos políticos, económicos y culturales.

En términos generales, se puede decir que valores de adyacencia (IJI) inferiores a 40 indican no solo poca abundancia de los parches sino también una presencia localizada, un patrón espacial concentrado. Valores entre 40 y 50 indi-

Figura 5.7: Índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.5: Índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, comarca

Clase paisajística	IJI57	IJI2001
Pantano de Boadella	0.00	0.00
Espacio denudado	0.00	46.90
Pradera	27.42	23.81
Red vial	35.09	46.87
Lagunas	36.34	36.34
Vegetación arbórea	39.32	49.25
Espacio construido	41.71	57.64
Closes	30.10	35.21
Ribera	46.59	50.82
Matorral	47.92	53.81
Marismas y lagunas costeras	30.39	25.75
Cultivos y pastizales	59.85	61.29
Playa	40.60	41.75

Fuente: Elaboración propia

can una abundancia media así como una distribución espacial de un 50 % del territorio, en este caso de toda la Comarca. Valores mayores a 60 % indican que los parches, de una determinada categoría, no solamente son abundantes, sino que se encuentran distribuidos por casi todo el territorio. Cuanto más cercano a 100 este el valor de IJI mayor será la abundancia y la distribución, y por tanto la fragmentación; la estructura del paisaje se asemejaría a un rompecabezas compuesto con piezas pequeñas y dispersas. Cuando existe solo un parche, como en el caso del Pantano de Boadella, el IJI es igual a 0.

Los resultados muestran valores inferiores a 40 para las praderas, las lagunas, las closes, las marismas y lagunas, las cuales como se sabe, están territorialmente localizadas debido a la combinación de factores biofísicos y humanos en los dos primeros casos, y biofísico naturales en el caso de las marismas y lagunas costeras.

Con índices de adyacencia (IJI) entre 40 y 50, es decir con una mayor abundancia en cuanto al número de parches y a su distribución, encontramos estructuras tanto naturales como culturales; la playa, la ribera, la vegetación arbórea y la red vial. En el caso de la playa, la presencia característica de pequeñas playas y calas localizadas a todo lo largo del litoral mediterráneo de la comarca, desde el extremo Sur Oeste, en la Escala, hasta el extremo Nor Este en el cap de Creus. En el caso del paisaje de ribera, si bien no se representó toda la red hídrica, sino solo aquella en la que era posible cartografiar los lechos de los ríos principales, como el Fluviá, la Muga, el Llobregat, la Orlina, la vegetación y el bosque de ribera, el IJI muestra una buena cobertura del territorio, cobertura que lógicamente no es zonal sino en forma de red, estructuras alargadas y paralelas siguiendo el patrón dendrítico y meándrico que exhiben estos ríos.

La vegetación arbórea exhibe un índice de distribución bajo debido a que su presencia se concentra básicamente en las unidades de montaña, en la Garrotxa empordanesa y en la unidad Salines/Albera. En el resto del territorio su presencia es más bien marginal.

A este grupo también pertenecen la red de infraestructuras viales, representada aquí únicamente por las autopistas, carreteras nacionales y la red secundaria principal. Al igual que ocurre con la red ecológica, representada por el paisaje de

ribera, la red vial, presenta valores de IJI medios debido a la forma geométrica que tienen y también a la manera como representaron, pocos polígonos debido a su conexión espacial.

Finalmente, con valores entre 50 y 65 en el IJI, encontramos en primer lugar los cultivos y pastizales (entre 60 y 61) y los espacios construidos (entre 41 y 57), lo que indica que tanto en 1957 como en el 2001, los parches de los cultivos y pastizales no solo eran abundantes, sino que se encontraban distribuidos por casi toda la Comarca, con excepción de las zonas más montañosas de relieves muy abruptos. Una situación similar ocurre con los espacios construidos, debido a la permanencia del modelo espacial medieval que aun hoy día caracteriza la Comarca; centros poblados localizados de manera equidistante, en pequeños valles fluviales o mesetas. Sin embargo, a diferencia de los cultivos y pastizales, los espacios construidos muestran un incremento alto en su IJI entre en estos 45 años. La razón es esa dinámica urbana intensa que ha la zona litoral de la Comarca debido a la actividad turística que ha llevado a la construcción de varias urbanizaciones e infraestructura hotelera.

5.4.1.5. La forma de los parches según clases paisajísticas medida a través de la dimensión fractal

Es evidente que la estructura de los paisajes se configura a partir de un conjunto de factores climáticos, geomorfológicos, biológicos, ecológicos, económicos, políticos, culturales, técnicos, entre otros., los cuales actúan a escalas espaciales distintas, desde la global, la regional, la local y la micro, y en tiempos distintos.

Las formas que adquieren los elementos del paisaje, sean fractales o euclidianas, corresponden a procesos igualmente diferentes (Sugihara y May, 1990). La hipótesis que hasta ahora se había manejado por los teóricos de la ecología del paisaje y la teoría fractal (Forman, 1997 Turner, 1990 Mandelbrot. 1982) es que los elementos del paisaje con formas más irregulares no solo presentan geometrías fractales mayores, sino que corresponden a los elementos paisajísticos con mayor grado de naturalidad. Sin embargo, como se verá a continuación, esta hipótesis se debe manejar con discreción, ya que algunos elementos artificiales también pueden presentar formas completamente irregulares. De todas maneras,

lo importante es el uso comparativo en el tiempo, de un indicador de forma como la dimensión fractal.

La dimensión fractal (AWMPFD) oscila entre 1 y 2, es decir entre fracciones de unidad. Los resultados muestran un primer grupo con fractales inferiores a 1,35, es decir formas simples, constituido por las lagunas, las closes, los espacios construidos y los cultivos. Significa pues que tanto cubiertas culturales como naturales exhiben formas regulares. Sería interesante investigar si bajo condiciones mínimas de perturbaciones humanas, las formas de estos ecosistemas naturales se comportan geoméricamente de igual manera lo que ayudaría conocer la intensidad de cambio a que son sometidas por el efecto antropogénico.

Un segundo grupo, cuyos fractales oscilan entre 1,35 y 1,37, está constituido por las praderas, el matorral y la vegetación arbórea.

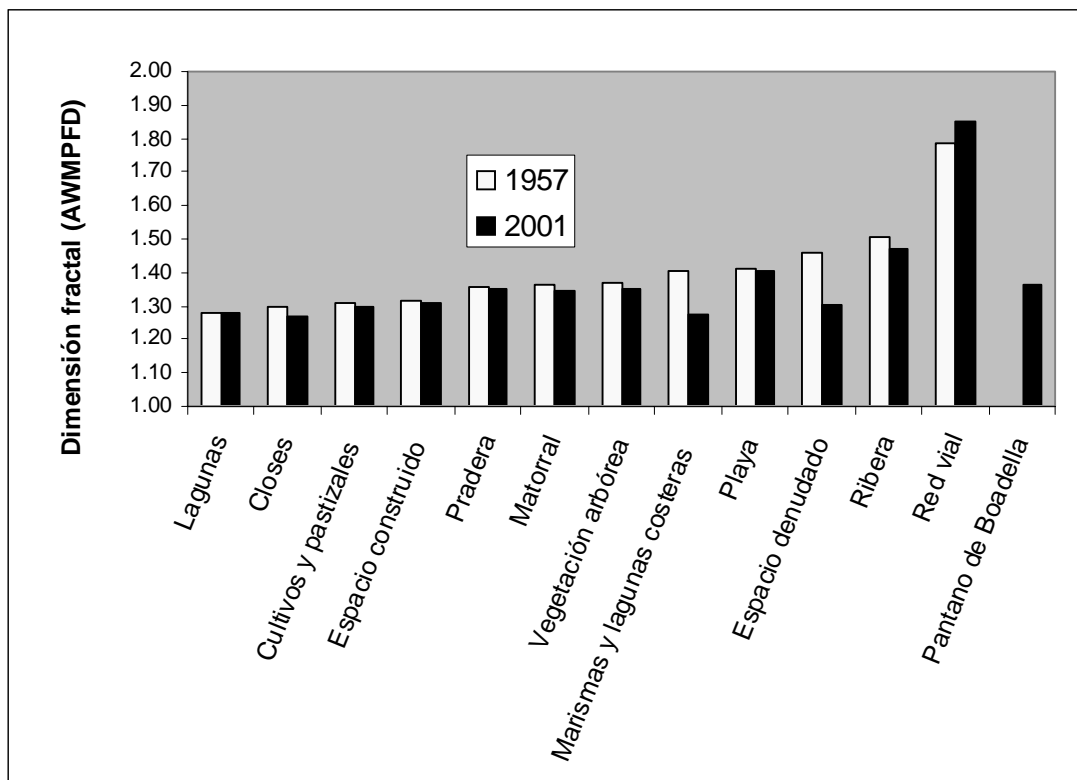
Un tercer grupo formado por las playas y la vegetación arbórea exhiben fractales más complejos que las clases anteriores, con valores entre 1,40 y 1,51.

El caso de las marismas y lagunas litorales, y de los espacios denudados, su forma se ha comportado de manera más dinámica y en ambos casos la tendencia al cambio ha sido la reducción de su complejidad; las marismas pasan de 1,41 a 1,27 y los espacios denudados de 1,45 a 1,31. Esta tendencia a la simplicidad en las formas de las marismas y lagunas costeras, se explica por los impactos humanos a que se han visto sometidos estos ecosistemas litorales (parcelaciones agrícolas, urbanizaciones, etc.). En el caso de los espacios denudados, esta reducción en la complejidad obedece a que estos espacios corresponden básicamente a explotaciones de materiales aluviales, cuyas formas tienden con el tiempo a ser semicirculares o inclusive rectangulares, aún cuando se localizan dentro de formas muy irregulares como los lechos de los ríos.

Finalmente, la red vial presenta los mayores índices de complejidad respecto a la forma fractal, y cuyos valores están cercanos a 2, es decir a la máxima complejidad según este índice.

Respecto a la tendencia a la reducción o aumento en la complejidad, con la excepción de las lagunas que se mantienen iguales, y la red vial que tiende a

Figura 5.8: Cambios en la dimensión fractal (AWMPFD) según clase paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.6: Dimensión fractal (AWMPFD) según unidad paisajística, a nivel comarcal, 1957-2001

CLASE PAISAJÍSTICA	AWM PFD 19 57	AWM PFD 2001
Lagunas	1.28	1.28
Closes	1.30	1.27
Cultivos y pastizales	1.31	1.30
Espacio construido	1.31	1.31
Pradera	1.36	1.35
Matorral	1.36	1.34
Vegetación arbórea	1.37	1.35
Marismas y lagunas costeras	1.41	1.27
Playa	1.41	1.40
Espacio denudado	1.46	1.31
Ribera	1.51	1.47
Red vial	1.79	1.85
Pantano de Boadella		1.36

Fuente: Elaboración propia

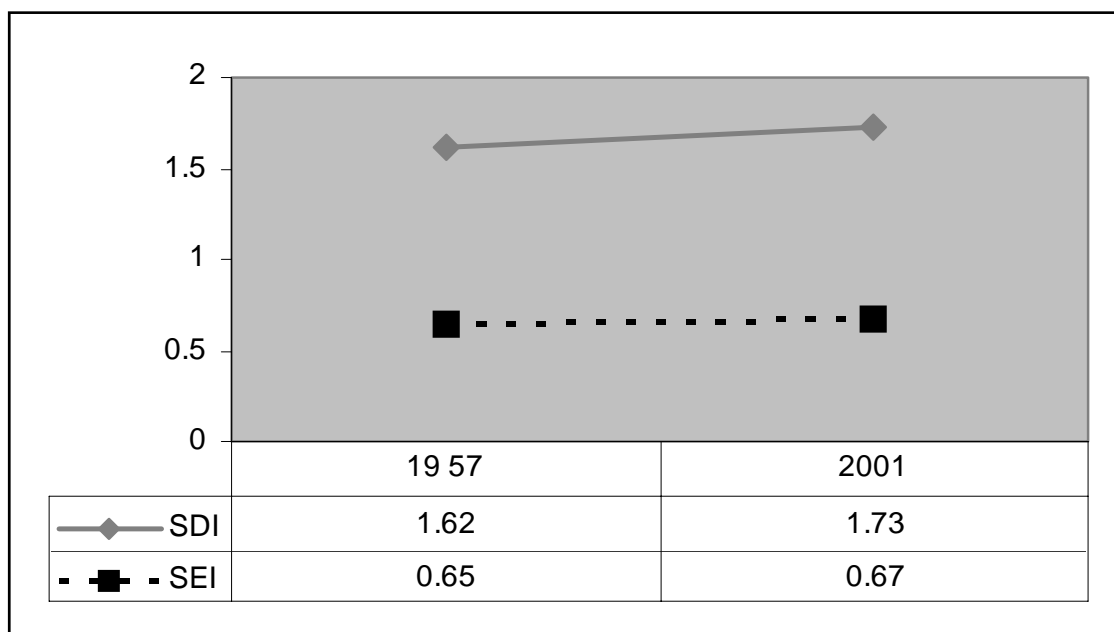
aumentar su complejidad, el resto de clases, sean estas naturales o culturales, tienden a simplificar sus formas. Lo que indica una disminución en la complejidad paisajística de un territorio que tradicionalmente se había caracterizado por su heterogeneidad. En qué grado esta pérdida de complejidad paisajística podría haber afectado al sistema ecológico, constituye una interrogante interesante de abordar en próximas investigaciones.

5.4.1.6. Características y tendencias de la diversidad paisajística a nivel comarcal

La diversidad del mosaico paisajístico del Alt Empordà se evaluó empleando como criterio de comparación dos índices, el índice de diversidad de Shannon (SDI) y el índice de abundancia de Shannon (SEI).

Tal y como muestran los resultados de la Figura 5.9, ambos índices muestran una tendencia al incremento en la diversidad del mosaico paisajístico de la

Figura 5.9: Cambios en la diversidad paisajística de la comarca, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

comarca. El SDI pasa de 1,62 a 1,73 mientras que el SEI, el cual incluye no solo la composición del paisaje, o sea el número de clases paisajísticas, sino también el número total de parches pertenecientes a cada clase. Esto significa que a nivel comarcal unas clases tienden a expandirse territorialmente, como es el caso de la vegetación arbórea y el matorral, provocando así una tendencia a la homogeneización del paisaje en ciertos sectores, mientras que otras clases se mantienen o se reducen, o aparecen clases nuevas, y tamaños medios variados que contribuyen a diversificar el paisaje.

En síntesis, el paisaje de la comarca ha tendido, durante el período de estudio, a diversificarse desde el punto de vista de su composición y desde el punto de vista estructural; superficies y número de parches dentro de cada categoría aumentan o disminuyen.

Sin embargo, esta situación exhibida a escala comarcal, no ocurre necesariamente a escala de unidad paisajística, sobre todo cuando se trata de unidades de «transición» como Terraprimis y cap de Creus. Situación que se presentará y analizará más en detalle en los apartados siguientes de este capítulo.

5.4.2. Transformaciones ocurridas en la composición y estructura del mosaico paisajístico de la Plana entre 1957 y el 2001.

Abordar los cambios espacio temporales en la composición y estructura del paisaje de cualquier territorio que se quiera estudiar, exige contextualizar estos procesos de cambio en el marco de las condiciones biofísicas naturales que dan origen a los paisajes a escalas globales, regionales y locales. Condiciones iniciales modificadas por factores antropogénicos de tipo socioeconómico, político, cultural y tecnológico.

Aspectos regionales y locales físico naturales como la litología (formaciones graníticas, calcáreas, aluviales, volcánicas, etc.), la geomorfología (longitud y orientación de las laderas, pendientes, procesos, etc.), climáticas (temperatura, cantidad y distribución anual de las precipitaciones, frecuencia, intensidad y dirección los vientos, etc), constituyen las variables que mayormente condicionan la vegetación natural potencial y los tipos de suelo de un territorio, produciendo diversidad paisajística a distintas escalas espaciales. A nivel mundial, la vegeta-

ción potencial en suelos con buenas capacidades agroecológicas (suelos fértiles, con topografías desde planas a onduladas, y disponibilidad de agua) ha ido históricamente desapareciendo para dar paso a los sistemas agroecológicos extensivos como cultivos, pastizales, plantaciones forestales, etc., y en menor medida, en términos de superficie cubierta, aunque de manera intensa, los espacios de cultivos a su vez han sido, conjuntamente con otros ecosistemas naturales (marismas, ríos, lagunas, áreas inundables, etc), modificados o reemplazados por espacios construidos como centros urbanos, residenciales, espacios industriales, infraestructura vial, portuaria, embalses, etc.

En 1957, esta situación de transformación drástica en el paisaje forestal, es ya evidente en la Plana del Alt Empordá (ver mapa de usos y cubiertas del suelo de 1957 y la matriz de cambios: tabla 5.7), lo cual se refleja en el porcentaje tan alto (87%) de superficie cubierta por cultivos y pastizales, de los aproximadamente 4000 kilómetros cuadrados que tiene la Plana. En contraste con la superficie total ocupada por la vegetación arbórea que apenas llegaba al 2.7 % y otros ecosistemas naturales como el paisaje de ribera que comprendía únicamente el 1,5%.

Figura 5.10: La plana de l'Alt Empordà al noreste de Peralada. En el horizonte la sierra de Rodes.



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.7: Matriz de cambios en las superficies ocupadas por las distintas clases paisajísticas del periodo 1956-2001

Matriz de cambios	Clase56												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12 Total general	
Clase 2001													
Vegetación arborea 1	38269,1	4205,4	6135,1	34,1	8,1	447	0			0		0	49098,8
Cultivos y pastizales 2	1328,6	46885,3	1013,3	106,3	83,1	0,6		650,2	15,3	0,4		2,6	50085,6
Matorral 3	5022,7	5243,5	16086,7	28,2	27	246		7,6	0	0,3			26662
Ribera 4	223,2	263,9	190,8	856,2	1,3	18,7		21,9	1,3	0,1		0,2	1577,6
Espacio construido 5	125,6	2561	502,5	11,2	869,1			149,1	34,2	4,4		3,7	4260,8
Pradera 6	66,7	6,3	5,2			307,6							385,8
Lagunas 7			0				8,9						8,9
Closes 8		1137,7	19,6	8,7	2,5			556,4	28,3	0			1753,3
Marismas y lagunas costeras 9		26,4	5,9	0,3				226,4	129,8	1,5			390,2
Playa 10	0,1	0,5	0,4	1,5				0	6	185,5			194
Espacio denudado 11	10,6	49,1	31,3	0,4				5,8			1,1		98,3
Red vial 12	42	143	4,8	1,9	0,2	0,2						566,2	758,3
Pantano de Boadella 13	213,4	84,6	0,2	19,9									318,2
Total general	45301,9	60606,8	23995,8	1068,7	991,3	1020,2	8,9	1617,5	214,8	192,2	1,1	572,6	135591,8

Fuente: Elaboración propia

Los paisajes agrarios tipo «bocage» son importantes no solo por su valor cultural sino porque mantienen una red ecológica de setos vivos entre parcelas, confiriéndoles un carácter más heterogéneo y más diverso. Sin embargo, este paisaje tradicional ya en 1957 había sido transformado en la Plana, transformación que continuó de manera más drástica en los años posteriores. Un ejemplo de estas transformaciones es la poca superficie de vegetación arbórea que había en 1957, 2.75 % de la superficie total, distribuida en pequeños fragmentos localizados especialmente en la cercanías del Fluviá y la Muga (ver mapa 5.1 de usos y cubiertas del suelo, 1957).

En otras palabras, la magnitud de las transformaciones en la estructura y funcionamiento del paisaje de la Plana, anterior a 1957, fue tal que prácticamente hizo desaparecer el bosque que potencialmente existió en algún período anterior. Transformaciones fuertes y rápidas ocurridas durante el siglo IX y principios de los XX, en el que según Antrop (2000), ocurrieron, de manera exponencial, las mayores transformaciones paisajísticas en toda Europa, incluyendo el Mediterráneo, orientadas por fuerzas políticas, económicas y tecnológicas. Estas fuertes transformaciones indujeron al sistema a adaptarse a los nuevos cambios, y en este proceso algunas especies faunísticas lograron adaptarse, otras en cambio se extinguieron o se reportan en peligro de extinción o altamente vulnerables (ver informe del Depto. de Medio Ambiente de Cataluña, 2003, así como el estudio de Budó, 1997)

A esta escala de análisis, y considerando como único indicador de estructura la extensión que cubrían los cultivos en esta fecha, es obvio que el paisaje de la Plana en 1957 ya era, en definitiva, un paisaje homogéneo; una matriz paisajística totalmente agraria, en lugar de una matriz forestal en la que la vegetación potencial correspondería al dominio del encinar con matorral (*Viburno-Quercetum*), complementada por una red ecológica conformada por vegetación de ribera y bosques de ribera.

Partiendo de este contexto, se expondrán a continuación las tendencias en las transformaciones estructurales ocurridas en el paisaje de la Plana de la comarca del Alt Empordà a partir de la segunda mitad del siglo XX.

5.4.2.1 *Composición y superficie de los parches según la clase paisajística*

La Plana es, desde el punto de vista de su composición paisajística, la unidad que mayor número de clases contiene de toda la comarca, lo cual se debe básicamente a que en esta unidad se ha incluido el paisaje litoral, es cual es muy diverso. En otras palabras si se hubiera analizado la Plana y el litoral separadamente, la composición paisajística de la Plana, y por tanto su diversidad, se vería reducida a unas cuantas categorías de usos y cubiertas, en lugar de las 11 categorías o clases que se han identificado en esta investigación.

Estas 11 clases están compuestas en primer lugar, en cuanto a extensión, por los cultivos y pastizales, seguido de las closes que son básicamente pastizales y arrozales, por los espacios construidos y el matorral. Con superficies menores se presentan el resto de las clases paisajísticas: vegetación arbórea, playas, ribera, marismas y lagunas costeras, la red vial y los espacios denudados.

La tabla.5.8 muestra las transformaciones ocurridas en las 11 clases anteriormente señaladas. La superficie de cultivos y pastizales se mantiene durante todo el período de finales del siglo XX como la clase paisajísticamente dominante, con una leve tendencia a la reducción, pasando de 86% de la superficie total ocupada en 1957 al 79% en el 2001. Lo cual refleja dos procesos antropogénicos inductores del cambio, ambos relacionados con las economías de mercado y los avances tecnológicos de finales del siglo XX.

Tabla 5.8: Cambios en la superficie y el número total de parches según cada clase paisajística en la Plana, 1957-2001

Clase paisajística	Superficie 57 (ha)	superficie 57 (%)	Superficie 2001(ha)	Superficie 2001(%)	NP 1957	NP 2001
Vegetación arbórea	1103.59	2.75	483.53	1.20	259	116
Cultivos y pastizales	34792.93	86.69	32087.12	79.96	177	282
Matorral	753.46	1.88	991.13	2.47	113	109
Ribera	590.96	1.47	967.76	2.41	59	64
Espacio construido	614.12	1.53	2887.92	7.20	190	307
Closes	1617.92	4.03	1753.25	4.37	27	19
Marismas y lagunas costeras	215.33	0.54	390.24	0.97	8	17
Playa	179.57	0.45	175.97	0.44	11	15
Red vial	267.80	0.67	344.88	0.86	10	8
Espacio denudado	0.00	0.00	46.64	0.12	0	8
Totales	40135.67	100.00	40128.45	100.00	854.00	945.00

Fuente: Elaboración propia en base a los mapas de usos y cubiertas del suelo de 1957 y 2001

Por un lado, la intensificación de la producción agropecuaria (mayores rendimientos por hectárea) acelerada por el desarrollo tecnológico del agro (biotecnología, agroquímicos, sistemas modernos de riego, mecanización, etc.) el cual orienta la nueva producción agropecuaria tanto de herbáceas (trigo, cebada, forrajes, etc) como de arbustivos (viñas, olivas, frutales) a los mejores suelos, excluyendo de esta manera aquellos suelos con mayores limitaciones agroecológicas.

Por otro lado, el proceso de expansión de las áreas urbanas existentes, y la aparición de nuevas urbanizaciones, zonas industriales, y redes de transporte terrestre, compiten por nuevos espacios, algunos en suelos igualmente fértiles, pero otros en suelos menos favorecidos. Este crecimiento urbano se observa en los aumentos porcentuales en la superficie total y número de parches de los espacios construidos. La superficie urbana pasa de 1.53 % en 1957 a 7.20 % en el 2001 y el número de parches pasa de 19% a 32%. Lo que significa que el área urbana se expandió al tiempo que fragmentó la matriz de cultivos y pastizales presente en 1957. Las zonas litorales, como se observa en los mapas de cubiertas del suelo de ambos años, son los paisajes que han sufrido las mayores transformaciones, debido al crecimiento de centros urbanos pero sobre todo por la construcción de marinas (caso de Empuriabrava), urbanizaciones e infraestructura hotelera (en Roses).

A pesar de estas grandes transformaciones, las cuales evidentemente han tenido grandes efectos negativos en términos de agotamiento de los mantos acuíferos, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, desaparición de especies animales, contaminación visual del paisaje, etc., ocurridas tanto en el interior de la Plana, particularmente en Figueres, y con mayor intensidad en zona litoral, la tendencia que se visualiza en este período de segunda mitad del siglo XX es el restablecimiento, aunque lento, de los humedales palustres (closes) y lacustres (marismas y lagunas costeras) representados en el Parque Natural dels Aiguamolls del Empordà, así como el paisaje de ribera y en menor medida el matorral. Ecosistemas que si bien no alcanzan el 12 por ciento de la superficie total de la Plana, tienen un gran valor cultural y una función ecológica importantísima al constituir hábitats y sitios de paso de diferentes especies de aves, reptiles, y pequeños mamíferos.

La tabla 5.8 muestra como el porcentaje de superficie de las closes, mayormente pastizales frecuentemente inundados, incrementó, aunque levemente (0.34%), su superficie respecto a 1957. Las marismas y lagunas incrementaron su superficie en 0.43 %.

El paisaje de ribera, que incluye bosque y vegetación de ribera, aumentó en 1.14 %, una tendencia muy positiva debido al papel ecológico e hídrico tan importante que envuelven estos ecosistemas naturales. Estos paisajes constituyen, sobre todo en ambientes tan transformados como la Plana del Alt Empordá, un elemento estructural sumamente valioso en la funcionalidad ecosistémica del territorio. En otras palabras, son estructuras que dan conectividad funcional ecológica al territorio. Son una red natural que permite el flujo de especies, tanto de paso como de hábitats locales, así como el flujo de materia y energía (sedimentos, flujos de agua etc.), importantes para la dispersión de especies hacia espacios naturales más amplios como los bosques de montaña. La degradación y contaminación de estas estructuras, repercute asimismo en la degradación y la pérdida de biodiversidad de ecosistemas más localizados como las marismas y lagunas, debido a la conectividad de estos hábitats a través de los flujos. Por tanto, gestionar estas estructuras de ribera es un criterio a considerar desde el punto de vista de mejora de la calidad del entorno natural y paisajístico a lo largo de todo el territorio y particularmente de los humedales costeros, ya que muchos de los impactos que se produzcan aguas arriba, repercutirán en estos hábitats litorales, tales como reducción en los caudales del río, o contaminación por agroquímicos en la zona de cultivos.

En el caso de las closes, así como las marismas y riberas, este leve aumento obedece al establecimiento y la gestión posterior del Parque Natural dels Aiguamolls del Empurdá, es decir a una fuerza política y sociocultural. En el caso del incremento en la superficie de ribera, este podría estar relacionado con una política de reforestación de especies de riberas.

El matorral también incrementa levemente su superficie (1,79%), resultado sobre todo del abandono de tierras tradicionalmente cultivadas, sobre todo de cultivos de secano como la viña y las oliveras localizadas históricamente en suelos poco profundos y de menor fertilidad. O bien, en aquellos sitios en los que el

crecimiento urbano aún no ha llegado, el caso de la Escala. En el 2001, la mayor parte de estos pequeños parches se localizaba en un sector al sur de Garriguella, en la cuenca de la Orlina, aunque también se presentan en un sector al norte de la Escala, siguiendo la línea de costa, y en un pequeño sector al sur de Torroella de Fluviá.

Los pocos parches de vegetación arbórea, remanente y altamente perturbados, que aún quedaban en el 2001 en la Plana, se localizan básicamente en dos sectores, un sector al norte de la Escala, siguiendo el litoral, el cual ha sido ampliado por un programa de reforestación para la recuperación de las dunas, y otro sector al sur de la Comarca, en una franja longitudinal que va desde el sur de Navata, al oeste de Ordís, Garrigàs, Ciurana, Toroella de Fluvià, Viladamat y Ventalló, es decir en las inmediaciones del Fluviá. A pesar de la poca superficie que ya existía en 1957 (2.75% de la superficie total) en los 45 años que le siguieron, estos fragmentos de bosque se vieron aún más reducidos, alcanzando apenas el 1.20% de la superficie total en el 2001.

La red de transporte terrestre, un elemento de creación humana, necesario para la comunicación y la accesibilidad, tiende cada vez más a convertirse en un sistema complejo que comunica centros urbanos empleando carreteras, autopistas, vías de tren, redes secundarias, caminos forestales, etc., conduciendo no solo a fragmentar el paisaje, sino a producir efectos multiplicadores a largo tiempo, efectos que se inician desde algunos puntos de acceso de las vías y que se expanden de manera difusa (Antrop, 2000); aparición de una gasolinera, luego un hostel, etc.

En el caso de la Plana, los cambios más importantes que se han dado desde 1957 en la red vial, han sido la construcción del tramo de la Nacional II entre Vilajuïga y Llança, la autopista (A-7). Y la radial de Figueres, así como la mejora en los accesos a Empuriabrava y a Roses. Cambios que no se reflejan en un indicador como el porcentaje de superficie, debido a que lo importante en este tipo de estructuras paisajísticas es el efecto de fragmentación que se produce en los usos y cubiertas del suelo que atraviesa. Cuanto mayor sea la conectividad física de estas estructuras mayor será el efecto de fragmentación. En otras palabras, un incremento en la superficie de apenas 0.19 % en 45 años, no es signifi-

cativo en términos de la extensión que cubre sino de la fragmentación que produce. Ahora bien, en un paisaje en el que prácticamente el 87% del territorio es cultivos y pastizales, el efecto de estas estructuras no es tan impactante como si atravesaran un bosque, o un ecosistema de gran fragilidad.

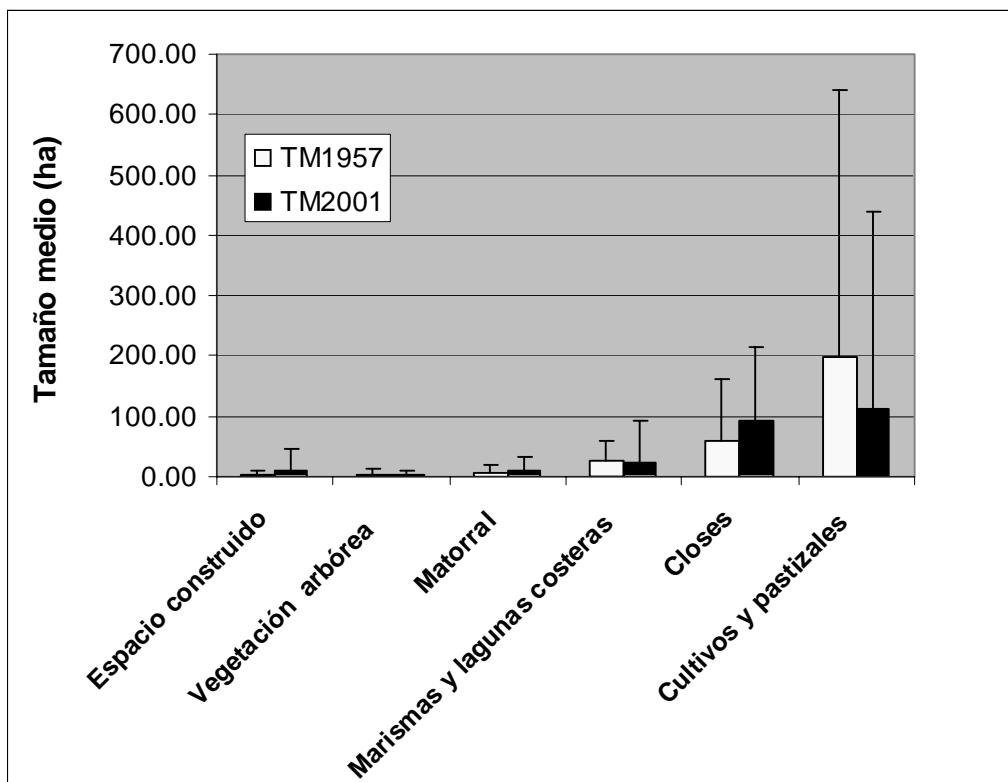
Con respecto a la categoría de espacios denudados, en 1957 no fue identificado alguno, y los que aparecen en el 2001 se localizan en el sector del río Fluvιά y en sus cercanías, espacios compuestos básicamente por canteras con una superficie total de apenas 0.12 % del territorio. Sin embargo, estas estructuras generan un impacto ecológico que afecta los sistemas ribeños.

5.4.2.2. Tamaño medio de los parches

En concordancia con la superficie total, los cultivos y pastizales exhiben durante todo el período de estudio, los parches con los tamaños promedio más altos (tabla 5.9 y figura 5.11). Sin embargo el tamaño medio de estos parches experimenta una tendencia a la reducción en el tamaño medio, pasando de 196 ha en 1957 a 113 ha en el 2001, y donde los coeficientes de covarianza se mantienen muy parecidos en ambos años (alrededor de 250 ha en promedio), lo que indica que durante todo el período, tanto habían parches de tamaños pequeños como parches de tamaño grande (superiores al promedio). De acuerdo con la mediana, el 50 por ciento de estos parches pequeños tenían valores iguales o inferiores a 11 ha en 1956 y a 4 ha en el 2001. Lo cual, de alguna manera refleja, que existía una fragmentación importante del paisaje agrario, un mosaico paisajístico en el que las redes naturales y construidas, así como los espacios construidos, son los elementos que mayor heterogeneidad confieren a este paisaje, unido claro está al paisaje litoral que más que compartimentar el paisaje, le confiere un alto grado de heterogeneidad.

Las closes ocupan una segunda posición en cuanto al tamaño medio. Resulta interesante observar como aún cuando la superficie total se reduce el tamaño medio se incrementa de 59 ha a 92 ha, al tiempo que la variabilidad en tamaño disminuye (pasa de 167ha a 131ha). Algunas superficies de closes fueron drenadas y ocupadas por cultivos o espacios construidos, pero otros sitios se han manteni-

Figura 5.11: Cambios en el tamaño medio (TM) de los parches según la clase paisajística, Plana 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.9: Cambios en el tamaño medio de los parches según clase paisajística, Plana 1957-2001

	19 57		
Clase paisajística	Tamaño Medio (ha)	Cov	Mediana (ha)
Espacio construido	1.82	102.31	0.17
Vegetación arbórea	4.26	247.59	1.74
Matorral	6.67	186.74	1.65
Marismas y lagunas costeras	26.92	117.94	5.58
Closes	59.92	167.84	14.57
Cultivos y pastizales	196.57	226.65	11.53
	2001		
Clase paisajística	Tamaño Medio (ha)	Cov	Mediana (ha)
Espacio construido	9.41	398.91	1.68
Vegetación arbórea	4.17	171.77	1.80
Matorral	9.09	276.89	2.50
Marismas y lagunas costeras	22.96	297.16	0.70
Closes	92.28	131.96	22.99
Cultivos y pastizales	113.78	286.30	4.88

Fuente: Elaboración propia

do y extendido debido a la creación y gestión del Parque Natural dels Aiguamolls, y del que también forman parte las lagunas costeras y las marismas.

Una situación opuesta ocurre con las marismas y lagunas costeras, que constituyen el tercer grupo en cuanto a tamaño medio, pero que han experimentado una leve tendencia a la disminución en el tamaño medio, pasando de 26 ha a 22 ha, con un coeficiente de variación que se reduce notablemente de 167 a 131. Esta reducción en el tamaño medio, se produce por una fragmentación provocada básicamente por la aparición de nuevos espacios construidos, particularmente por la urbanización de Empuriabrava.

El matorral, el cuarto grupo en cuanto a tamaño medio se refiere, tiende a incrementar su tamaño medio, pasando de 6 a 9 ha en promedio. Esta situación de incremento en el tamaño promedio se da particularmente en el sector de la Orlina, en el que el abandono de cultivos, sobre todo arbustivos, ha dado lugar al crecimiento sucesional del matorral.

El tamaño promedio (alrededor de 4 ha) de los parches de vegetación arbórea prácticamente se mantiene durante el período, sin embargo, una disminución notable en el coeficiente de variación para ambos años (de 247 se reduce a 171) indica una desaparición o fragmentación de los pocos parches de bosque que aún quedaban en 1957.

Finalmente, encontramos los espacios construidos, que no solamente incrementan su superficie y el número de parches como se ha señalado anteriormente, sino que se incrementa su tamaño medio, pasando de aproximadamente 2 ha a 9 ha, y un coeficiente de variación que casi se triplica, lo que muestra no solo la expansión de los centros urbanos principales, sobre todo de Figueres, sino también la aparición de nuevos y amplios espacios construidos, principalmente en la década de los 60 y 70, en la zona litoral, así como la aparición de nuevas pero pequeñas urbanizaciones en sectores del Cap de Creus.

Las categorías restantes no se analizan en este apartado ya que por su carácter de red (sea natural o artificial) resulta más interesante el análisis de otros indicadores como el de forma y arreglo espacial.

5.4.2.3. Patrón espacial de los parches en relación al grado de dispersión o compactación

La configuración espacial de los parches, es decir el patrón o arreglo espacial que estos tengan, puede ser aleatorio o por el contrario, regular, agrupada, concentrada en sitios bajo ciertas características biofísicas o culturales.

El arreglo espacial de los parches es un indicativo de los factores que les dieron origen, pero sobre todo de los procesos de perturbación humana a los que han sido sometidos, de esta manera, ecosistemas naturales como los humedales, tienen una naturaleza concentrada en función de la pendiente y el tipo de suelos, sin embargo, las prácticas agrícolas y urbanísticas han modificado en diferentes grados estos patrones, causando una mayor dispersión entres sus parches.

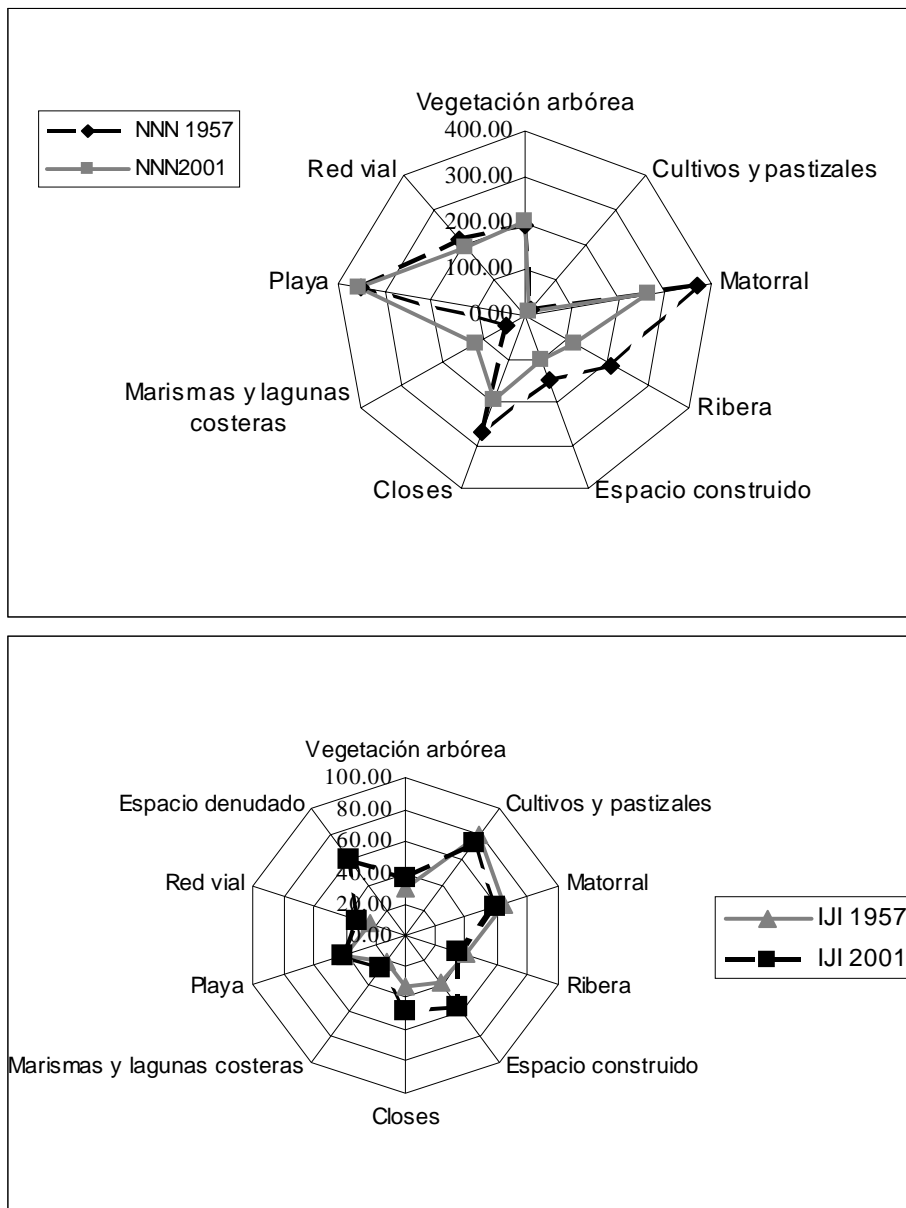
Cada grupo o nivel de organización tiene factores de control diferente, por ejemplo, las playas tienen un patrón de organización distinto al del paisaje de ribera, y por tanto unos factores de control, de origen, distintos, asimismo los patrones espaciales de los paisajes agrarios son organizados en relación con una serie de factores biofísicos, agronómicos y culturales.

Tabla 5.10: Índice del Vecino más Cercano (MNN) e Índice de distribución y adyacencia (IJI) según clase paisajística, Plana 1957-2001

CLASE	MNN 19 57	MNN2001	IJI 1957	IJI2001
Vegetación arbórea	194.63	202.83	30.50	36.33
Cultivos y pastizales	16.46	14.92	78.57	72.82
Matorral	368.75	266.85	63.04	58.21
Ribera	214.95	119.92	39.34	34.15
Espacio construido	148.91	98.42	48.01	65.27
Closes	270.82	194.87	32.55	48.24
Marismas y lagunas costeras	44.29	119.62	20.39	25.75
Playa	354.05	355.06	40.60	41.75
Red vial	217.93	194.05	47.76	57.00
Espacio denudado		1886.67		59.45

Fuente: Elaboración propia

Figura 5.12: Índice del Vecino más Cercano (NNN) e Índice de Adyacencia (IJI), Plana 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Lo patrones espaciales actúan además como medios de integración, propagación o de barrera a los distintos procesos que ocurren en el mosaico paisajístico (Forman y Godron, 1986). Por ejemplo un parche puede ser el punto de propagación de un incendio forestal (matorral), de una plaga (un cultivo por ejemplo) o la fuente de dispersión y diversidad de especies (parche de bosque denso), contaminación y degradación de aguas subterráneas (cultivos bajo un fuerte uso de agroquímicos, centros urbanos con sobreexplotación de mantos acuíferos, etc). O por el contrario un parche puede ser una barrera a la detención del fuego

(pantano, un río, un lago, marismas), a la dispersión de especies (paisaje de ribera), o servir como zona de amortiguamiento a la contaminación, a las inundaciones (parches de bosque). Cualquiera que sea el proceso que ocurra (perturbación o no), el arreglo espacial es fundamental como vía de propagación del proceso. Por tanto, un primer paso a evaluar es la caracterización del arreglo espacial de las diferentes clases que configuran el mosaico paisajístico de un territorio, en este caso la Plana del Alt Empordá.

Esta caracterización se realizó mediante el empleo de dos índices, el índice del vecino más cercano (NNN), una medida del grado de conectividad de los parches y el índice de adyacencia (IJI), una medida de la distribución de estos en todo el territorio, es decir de su cobertura total. Una clase puede tener tanto un alto grado de conectividad (un valor bajo del NNN) y al mismo tiempo estar bien distribuido por todo el territorio, situación que ocurre especialmente con la clase que conforma la matriz paisajística. Contrariamente, una clase puede tener sus parches muy conectados entre sí, pero estar concentrados en un solo sector del territorio. O se da también el caso de parches que tienen bajas conectividades pero que están distribuidos por todo el territorio. Todo depende de la combinación de factores naturales y antropogénicos.

Los resultados obtenidos del NNN y el IJI (tabla 5.10) están en concordancia con los indicadores de superficie, tamaño y número. El mayor grado de conexión física y cobertura territorial lo exhiben los cultivos y pastizales que muestran un valor del NNN que pasa de 16 m a 14 m en 1957 y 2001 respectivamente, así como un valor de IJI que pasa de 78% a 72% de cobertura de 1957 a 2001. Resultados que confirman el papel de matriz paisajística de los cultivos y pastizales, en la que el resto de clases constituyen pequeñas piezas inmersas dentro de esta matriz agropecuaria, papel que ha mantenido durante toda la segunda mitad del siglo XX.

Los parches de matorral son la clase paisajística cuyos parches se encuentran más distantes entre sí, pero distribuidos por casi toda la Plana, situación que no varía en todo el período; el NNN pasa de 368 en 1957 a tan solo 366 en el 2001 mientras que el IJI pasa de 63 en 1957 a 58 en el 2001.

Por el contrario, los parches de vegetación arbórea están más localizados, más agrupados y con un nivel menor de cobertura territorial, ya que la mayor parte de ellos, se localiza en el sector más occidental de la Plana, en las cercanías del Fluvià, donde ha habido una política mayor de repoblamiento y reforestación con fines que van desde el aprovechamiento forestal hasta el control de los incendios forestales, en su mayoría bosques de pino. En términos de evolución, sus valores de NNN indican una leve tendencia a la pérdida de conectividad al aumentar sus distancias promedio de 192 m en 1957 a 202 en el 2001. Su distribución, es decir su cobertura en toda la Plana, se mantiene igualmente baja con un IJI entre 30 y 36 respectivamente.

Las marismas y lagunas costeras, no solo han perdido superficie y reducción en sus tamaños medios, sino que además se han visto fragmentadas quedando parches aislados separados por urbanizaciones y campos de cultivo, lo que se refleja en el NNN que pasa de 44 m a 119 m, al tiempo que su distribución y abundancia pasan de un IJI con valor 20 en 1957 a un IJI con valor 25 en el 2001, mostrando así no solo su presencia localizada sino un incremento en su abundancia debido precisamente a la fragmentación, por tanto cuanto mayor sea el número de fragmentos mayor será también el IJI.

Las closes, agrosistemas tradicionales temporalmente inundados, muestran una presencia localizada que además ha tendido a la dispersión debido entre otras razones, a los procesos de fragmentación y desaparición de estos ecosistemas por los procesos de drenaje artificial a que se han visto sometidas estas tierras húmedas. De ahí que sus valores de IJI no solo son bajos sino que se incrementaron pasando de 32 en 1957 a 48 en el 2001. Su presencia localizada se debe a factores de tipo topográfico, edáfico, e hidrológico, su fragmentación sin embargo obedece sin embargo a factores antropogénicos. Sin embargo, las acciones llevadas a cabo a partir de los años 90 por la administración del Parque dels Aiguamolls, también ha contribuido a incrementar no solo las superficies sino también la aparición de nuevos parches de closes, las cuales protegen especies raras de vegetación como el *Isoetion*, *Cecendiun*, *Nanocyperion* (Departamento de Medi Ambient de Catalunya, 2003).

Las playas han sido las estructuras cuyos patrones paisajísticos han sido menos modificados por la acción humana, se podría especular que debido a que constituyen un recurso muy valioso para la actividad turística, con lo que si se degrada el recurso se afectaría la actividad. El valor del NNN (aproximadamente 355 en ambos períodos) evidencia las distancias relativamente cortas que separan estas playas mediterráneas entre sí, así como la abundancia de estas unidas a una localización lógica dan como resultado un valor medio del IJI de aproximadamente 41 en ambos años.

El paisaje de ribera de la Plana es complejo. Su estructura y su patrón espacial están definidos en primer lugar por procesos hidrogeomorfológicos. Sin embargo, estos procesos han sido modificados por obras hidráulicas como la construcción del Pantano de Boadella, la construcción de canales de desfogue de aguas para riego o para controlar las inundaciones, etc. Además de la deforestación que por siglos han sufrido los bosques de ribera. Bosques remanentes que se han visto ampliados en extensión por plantaciones, las cuales si bien imprimen un patrón regular, otorgan un sentido de conexión física importante desde el punto de vista ecológico e hidrológico.

Los resultados obtenidos muestran que los parches de ribera, los cuales no solo incluyen los lechos de los ríos principales, sino también la vegetación y el bosque de ribera, han tendido desde 1957 hasta el 2001 a la concentración, debido básicamente al crecimiento en la superficie y el tamaño medio de los parches de vegetación y bosque de ribera. Se observa como el NNN se reduce de 214 m a 119 m, mientras que la dispersión más bien se reduce, esto como consecuencia de gestiones de reforestación en los márgenes del Fluvià. En la Muga no existen reportes de acciones de reforestación en estos paisajes de ribera (Pavón, 2002 a)

Los valores del NNN muestra la tendencia de los espacios construidos a desarrollar modelos espaciales de mayor concentración, es decir que las distancias físicas, sin hablar de las distancias tiempo que también se han acortado con las mejores en la red de transporte, han tendido a acortarse, a disminuir; Pasan de 148 m en 1957 a 98 en el 2001. Esta concentración se da debido a procesos de expansión producto de la dinámica misma de los centros poblados o ciudades

capital como es el caso de Figueres, o la Escala que experimentan un gran crecimiento urbano, pero también la concentración obedece a procesos nuevos como la aparición de residenciales en la zona litoral, infraestructura turística, portuaria, etcétera, que hacen que el modelo tienda cada vez más a concentrarse al tiempo que se distribuye en nuevos sitios, es decir amplía su cobertura territorial, lo cual se denota por un incremento en el IJI; más parches y en sitios distintos, otros parches en sitios cercanos entre sí.

Los espacios denudados de los cuales no se identificó alguno en 1957, muestran en el 2001 un patrón espacial disperso (IJI = a 59% y un NNN =1886 m) que muestra la poca cercanía que existe entre estos parches.

Si bien la red de carreteras ha aumentado su cobertura, y prácticamente cubre funcionalmente toda la Plana. Los valores del IJI muestran esta buena cobertura espacial, la cual aumenta de 47% a 57% entre 1957 y el 2001 respectivamente, una cobertura espacialmente discontinúa. Las distancias medias entre sus parches, alrededor de 353 metros, son altas comparadas con la mayoría de las clases paisajísticas.

5.4.2.4. Complejidad paisajística en relación a la forma de los parches

De acuerdo con Mandelbrot (1977) las estructuras paisajísticas controladas por factores topográficos e hidrológicos pueden producir dimensiones fractales mayores a 1.5. De acuerdo con Iverson (1988), tales dimensiones son esperadas en paisajes como humedales (marismas, lagunas, ríos) o bosques deciduos con poca intervención o modificación antrópica. En el caso de bosques o parches de bosque rodeados por una matriz agrícola, su perímetro generalmente es una línea recta, por tanto la compleja frontera 'natural' no existe, resultando en una baja dimensión fractal. Iverson encontró diferencias significativas entre el bosque caducifolio natural y el bosque perennifolio compuesto por plantaciones de pino. En el primero, las dimensiones fractales algo más altas (1.35), sugiriendo formas y fronteras irregulares. En el segundo, los parches eran de tamaños pequeños y regulares en su geometría, debido a que eran plantaciones de pino cultivadas en parcelas agrícolas abandonadas, de allí que las dimensiones fractales eran menores (1.25). Además sus resultados mostraron como las dimensiones fractales oscilaron entre a) muy bajas en parches pequeños y altamente manipulados a b)

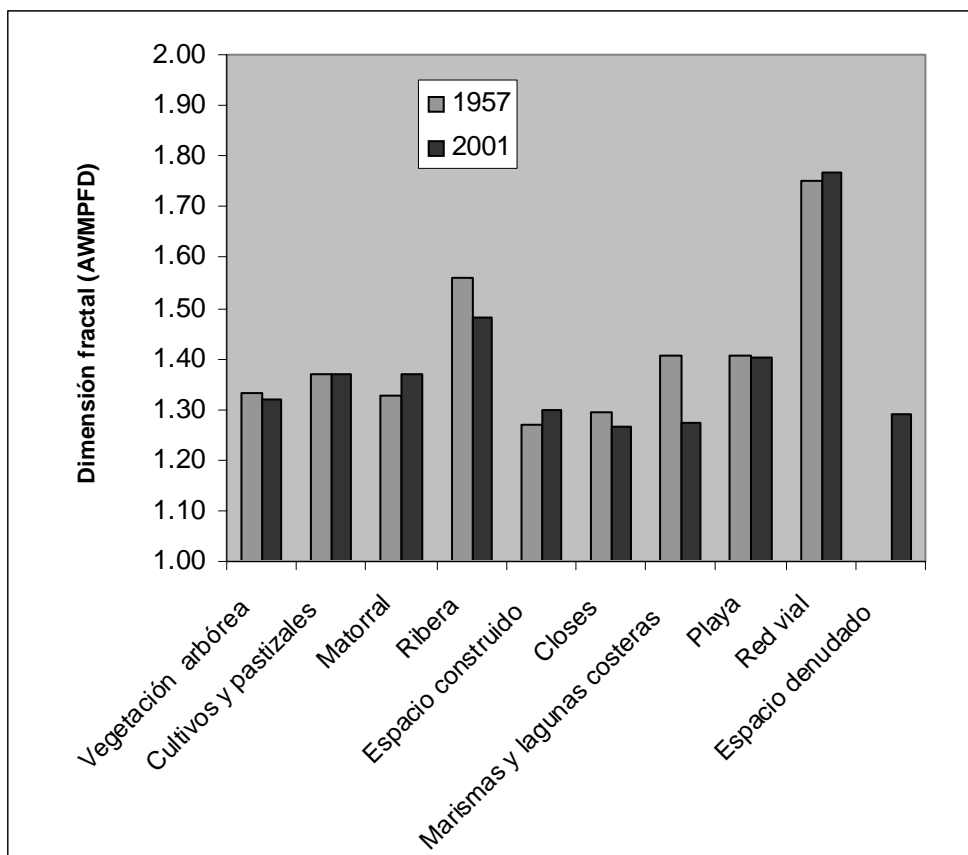
dimensiones intermedias en cultivos o tipos de bosque cuyas fronteras están influenciadas por una combinación de fenómenos, hasta c) dimensiones altas en el caso de humedales (lagunas, marismas, ríos) en estado natural, es decir donde la actividad humana no ha intervenido o ha intervenido poco.

La dimensión fractal (AWMPFD) medida de la complejidad del perímetro de un parche cuyo valor oscila entre 1,0 y 2,0, donde 1.0 representa un cuadrado perfecto o un círculo perfecto, y 2.0 representa un perímetro sumamente complejo (McGarigal and Marks 1995). La dimensión fractal tiende, según Krummel et al (1987), a ser baja en parches forestales altamente perturbados, debido fundamentalmente a que, estos presentan perímetros regulares en relación a aquellos parches mayormente influenciados por procesos naturales. Asimismo, parches pequeños tienden a exhibir fractales bajos. Por tanto, se esperan dimensiones fractales bajas en parches regulares y pequeños. Es decir que forma perimetral y tamaño inciden directamente en los valores fractales. Por esta razón, en la presente investigación se empleó como medida de la complejidad perimetral, el índice denominado AWMPFD (por sus siglas en inglés), el cual estima la dimensión fractal.

Con la excepción de la red vial, cuya forma alargada, delgada y continua ofrece una complejidad extraordinariamente alta, cercana a 2, aún cuando, es un elemento cultural, los valores fractales (AWMPFD) muestran, una tendencia similar a la reportada por los investigadores antes mencionados. Tendencias similares en el sentido de que la estructura del paisaje de ribera, controlada entre otros factores por la dinámica hidrológica y topográfica, exhibe las formas más irregulares y complejas en comparación con el resto de las clases paisajísticas. Sin embargo, debido a las fuertes modificaciones hechas durante todo el siglo XX, tanto al cauce de los ríos, como a la vegetación y al bosque de ribera han alterado la forma y complejidad de estas estructuras naturales, de ahí que aún cuando sus índices son los más altos, este apenas si sobrepasa 1,5. Además, se observa una tendencia, en este período de análisis, a la simplificación de su forma, donde el índice AWMPFD pasa de 1,56 en 1957 a 1,48 en el 2001.

A pesar de la fuerte intervención a que ha sido sometido el litoral del Alt Empordà durante la segunda mitad del siglo XX, sobre todo por la artificialización de los

Figura 5.13: Dimensión fractal de los parches según clase paisajística, Plana 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.11: Dimensión fractal (AWMPFD) según la clase paisajística, Plana

	AWMPFD 19 57	AWMPFD 2001
Vegetación arbórea	1.33	1.33
Cultivos y pastizales	1.35	1.37
Matorral	1.33	1.37
Ribera	1.56	1.48
Espacio construido	1.27	1.30
Closes	1.30	1.27
Marismas y lagunas costeras	1.41	1.27
Playa	1.41	1.40
Red vial	1.75	1.77
Espacio denudado		1.29

Fuente: Elaboración propia

ecosistemas litorales debido a los procesos de urbanización con fines turísticos, la forma fractal que exhiben sus playas es aún alta (1,4) y se ha mantenido de esta manera durante el período de estudio, probablemente porque estas playas son un recurso natural importantísimo para el desarrollo turístico de la zona, y por tanto su estado debe ser el más natural posible.

Estos valores medios, inferiores a 1,5, se deben fundamentalmente a la escala de análisis de esta investigación, y al hecho de que la mayoría de estas playas mediterráneas son playas de tamaños relativamente pequeño (calas) en comparación con las playas del litoral pacífico o atlántico de tamaños mayores y formas más alargadas. Ya que es bien conocida la dinámica natural de estos ecosistemas costeros, los cuales solo son observables y cuantificables a una escala de mayor detalle, en la cual, por ejemplo, se pueda medir las transformaciones de las dunas litorales. La preocupación pública por la dinámica y la pérdida de las dunas litorales Alt Empordanesas es ya evidente en 1896, cuando comienza a ejecutarse el proyecto estatal denominado "Proyecto de fijación y repoblación de las dunas procedentes del golfo de Roses". Dicho proyecto inicia en la Escala con el repoblamiento de plantas herbáceas y arbóreas, principalmente pinos. Superficie que en el 2001 alcanzó 15,12 hectáreas (Pavón, 2001 a).

Uno de los elementos paisajísticos cuya forma perimetral, y por tanto su complejidad paisajística, ha sido más afectada, es el ecosistema de marismas y la lagunas costeras, ya que si observamos en la tabla 5.11. Sus formas fractales eran mucho más complejas en 1957 (1,41), las cuales se fueron transformando, por la acción humana, en formas más regulares, más simples, alcanzando en el 2001 un valor fractal muy bajo (1,27) para su naturaleza. Esta pérdida de complejidad se produce debido a la canalización de las aguas y a la construcción de residenciales en esta zona marítimo terrestre, particularmente la construcción de Empuriabrava que prácticamente parte en dos estos humedales de gran importancia en la función ecológica que tienen al ser zonas intermedias entre el mar y la tierra, hábitat de especies y sitios de paso de aves acuáticas.

Si bien estas zonas, llamadas localmente aiguamolls, se encuentran bajo un sistema de protección desde 1989, cuando se iniciaron las primeras gestiones de conservación de los humedales litorales del Alt Empordá (marismas, lagunas, closes), lo cierto es que su entorno cultural (espacios construidos y o cultivos) ha

controlado sus formas durante la segunda mitad del siglo XX. Afortunadamente, las acciones conservacionistas y de restauración de estos hábitats naturales remanentes, desde la creación del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà hasta su gestión actual, han conseguido no solo detener este proceso de fragmentación y pérdida de complejidad estructural, sino mejorar la calidad de estos ecosistemas marino-terrestres a través de acciones de conservación y restauración. (Departamento de Medi Ambient de Catalunya, 2003).

Las marismas y lagunas costeras no han sido los únicos humedales cuyas estructuras (superficie, forma, patrón espacial) y dinámicas han sido modificadas por la acción humana, también los sistemas palustres, es decir tierras ocasionalmente inundadas, localizadas en la Plana. Estos ecosistemas fueron poco a poco, desde la edad media, siendo transformados a sistemas agropastoriles llamados localmente closes, tierras inundables dedicadas básicamente a los pastizales y la producción de arroz. El desarrollo de la ingeniería en siglo XX facilita los procesos de drenaje y habilitación de estas tierras salobres para la agricultura intensiva y el desarrollo urbanístico, este último desarrollado con una fuerte intensidad a partir de los años 60. Procesos que repercuten en un cambio en la estructura y dinámica de estos ecosistemas.

Estructuralmente como ya se ha señalado en los apartados anteriores, estos ecosistemas han visto modificada su superficie total, así como su patrón espacial. Asimismo, y como era de esperar, se ha modificado su grado de complejidad, la cual como muestran los resultados de la tabla 5.11, figura 5.13, los fractales de los pocos parches que aún quedaban en 1957 eran ya para esa fecha inferiores a 1.30, es decir que se encontraban altamente perturbados. En el 2001 su forma había tendido aún más a la regularidad (1,27), mostrando así este proceso de transformación hacia la pérdida de complejidad; los parches se hacen más pequeños y con perímetros más regulares, lo que se traduce en una disminución fractal. Cabe destacar sin embargo, la gestión realizada por el Parque de los Aiguamolls en la que se han dedicados esfuerzos y acciones en los últimos años, a la recuperación de estos agroecosistemas palustres de gran valor cultural y ecológico, sitios de interés Comunitario.

Los pocos y pequeños parches de vegetación arbórea remanentes o forestales así como matorral, presentan valores fractales más altos que los de las closes y

marismas, sin embargo sus valores oscilan alrededor de 1,3. Estos valores bajos obedecen a la gran fragmentación de estos parches; tamaños medios y medianos pequeños en una matriz de cultivos y pastizales con fractales bajos. Entre 1957 y el 2001 estos fractales bajos se mantienen, debido primeramente a la dominancia de la matriz, pero sobre todo a que la mayoría de estos parches son plantaciones o repoblaciones, bosques que como señala Iverson, (1988) presentan fractales bajos, precisamente por el patrón regular en que son cultivados, siguiendo una forma más bien de cuadrado o rectángulo en lugar del patrón irregular que suelen tener los bosques naturales con poca intervención humana.

El caso del matorral, esta clase presenta una situación similar a la de la vegetación arbórea, en cuanto a la forma fractal de sus parches, básicamente porque sus parches tienen tamaños pequeños y insertos en una matriz de cultivos. Además de que muchos de estos parches fueron anteriormente ocupados por parcelas de cultivos o pastizales que luego han sido abandonados, por tanto al ser el matorral una vegetación que surge de los procesos de sucesión natural, sus formas adquieren en estos estadios iniciales, la forma fractal que existía anteriormente. Sin embargo, a una escala de mayor detalle podría existir una dimensión fractal más alta, pues la sucesión al interior de las parcelas no avanza necesariamente de una manera homogénea y regular; en algunos sitios crece la vegetación más rápido que en otros. Lo cual explica la leve tendencia que ha tenido el matorral hacia la complejidad que pasa de 1,33 en 1957 a 1,37 en el 2001.

En el caso de los cultivos y pastizales, sus dimensiones fractales son las esperadas para en estos tipos de estructuras culturales (1,3 en promedio), las cuales se mantienen durante el período de estudio, aún cuando se da una tendencia a la reducción del tamaño medio de sus parches (pasa de 196 ha a 113 ha) que como sabemos produce un efecto de fragmentación del paisaje agrario, y que se esperaba produzca una reducción en las formas fractales. En otras palabras, los parches de cultivos y pastizales presentes en la Plana han mantenido, a pesar de este proceso de fragmentación, una aparente estabilidad en sus formas fractales desde 1957.

Finalmente, los espacios construidos exhiben los valores fractales más bajos en todo el período de estudio, los cuales oscilan entre 1,27 en 1957 y 1,30 en el



Figura 5.14: Un matorral bajo, dominado por *Lavandula stoechas* en los sectores de suelos ácidos, se instala al poco tiempo del abandono de los cultivos.

2001, manifestando una leve tendencia a la complejidad de los nuevos parches que aparecen, o de los ya existentes que se expanden espacialmente de una manera menos regular, más espontánea, aún cuando se trate de estructuras artificiales.

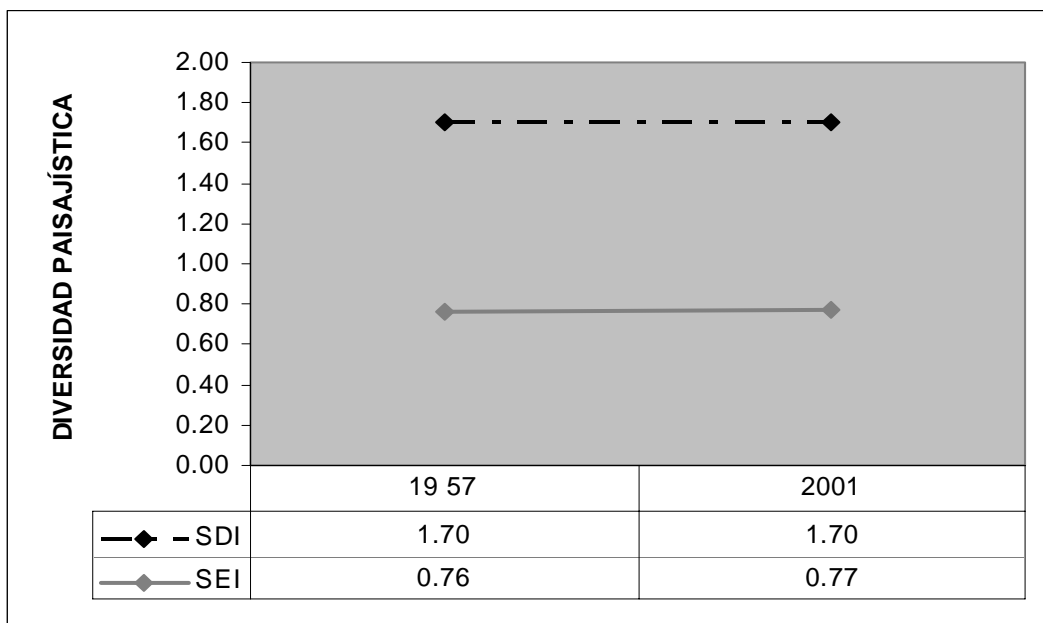
5.4.2.5. Diversidad paisajística, un indicador de la heterogeneidad del mosaico paisajístico.

La heterogeneidad paisajística definida como "un todo formado por elementos diferentes, inconexos, y frecuentemente antagónicos" (Larrouse, 1979 en Burel y Baudry, 2002), requiere, para su evaluación, en primer lugar de la identificación de estos elementos (clases, usos y cubiertas, etc) así como de su distribución y abundancia espacial. Aspectos que como bien señalan Burel y Baudry (2002), dependen del objetivo de la investigación y de la escala de análisis. Así, investigaciones de ecólogos y agrónomos tienden a desarrollarse a mayores escalas de detalle que las de los geógrafos, cuyas investigaciones están más orientadas a territorios y unidades espaciales más extensas, tales como cuencas hidrográficas, municipios o unidades paisajísticas como el caso de la presente investigación.

Lo anterior significa que el estudio de la heterogeneidad y diversidad paisajística es escala dependiente, es decir, un mismo paisaje estudiado a diferentes niveles de detalle, ofrecerá resultados diferentes respecto a su diversidad y heterogeneidad. Cuanto más diverso sea un paisaje, es decir cuanto más clases paisajísticas contenga y cuanto mayor sea el número de parches o fragmentos que contenga en cada clase, mayor será su grado de heterogeneidad.

La diversidad paisajística, como una medida de heterogeneidad y por tanto de complejidad paisajística, estimada para la Plana Alt Empordanesa, medida a través de los índices de diversidad de Shannon, adaptados a la ecología del paisaje (MacGarigal y Marks, 1995), muestran en primer lugar una gran diversidad paisajística a escala 1:25 000, diversidad presente desde 1957 y que prácticamente se mantiene en el 2001. Los valores del índice de diversidad de Shannon ($SDI = 1,70$) señalan la presencia de las 11 clases paisajísticas cartografiadas (vegetación de ribera, matorral, ribera, etc.) durante todo el período de análisis, es decir una alta diversidad y una gran estabilidad en la heterogeneidad paisajística.

Figura 5.15: Diversidad paisajística de la Plana, 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, el índice de abundancia de Shannon (SEI), el cual mide no solo la composición paisajística, número de clases, sino también la abundancia de los parches de las distintas clases paisajísticas, también es alto (0,77) , y se mantiene de manera similar en ambos años, lo que muestra la fragmentación de las clases paisajísticas. Esta estabilidad en el SEI se debe a que este es un parámetro de toda la Plana y no de cada clase paisajística. Por tanto, aunque algunas clases han experimentado fragmentación y una reducción en sus tamaños medios, caso de los cultivos, y un descenso en el número de parches, otras clases paisajísticas como los espacios construidos y las closes, han experimentado aumentos en los tamaños medios y el número de parches, manteniendo de esta manera un cierto equilibrio en la diversidad total de la Plana.

Por tanto estos índices son válidos en el sentido de que aportan elementos generales para evaluar la heterogeneidad paisajística. Sin embargo, una valoración según la clase paisajística y un nivel de detalle mayor darían probablemente un nivel mayor de heterogeneidad sobre todo respecto a la composición.

Los resultados, si bien muestran una alta diversidad, no evidencian el incremento en el grado de heterogeneidad y complejidad ambiental, marcada por el deterioro y la degradación de la mayoría de los ecosistemas naturales, que ha

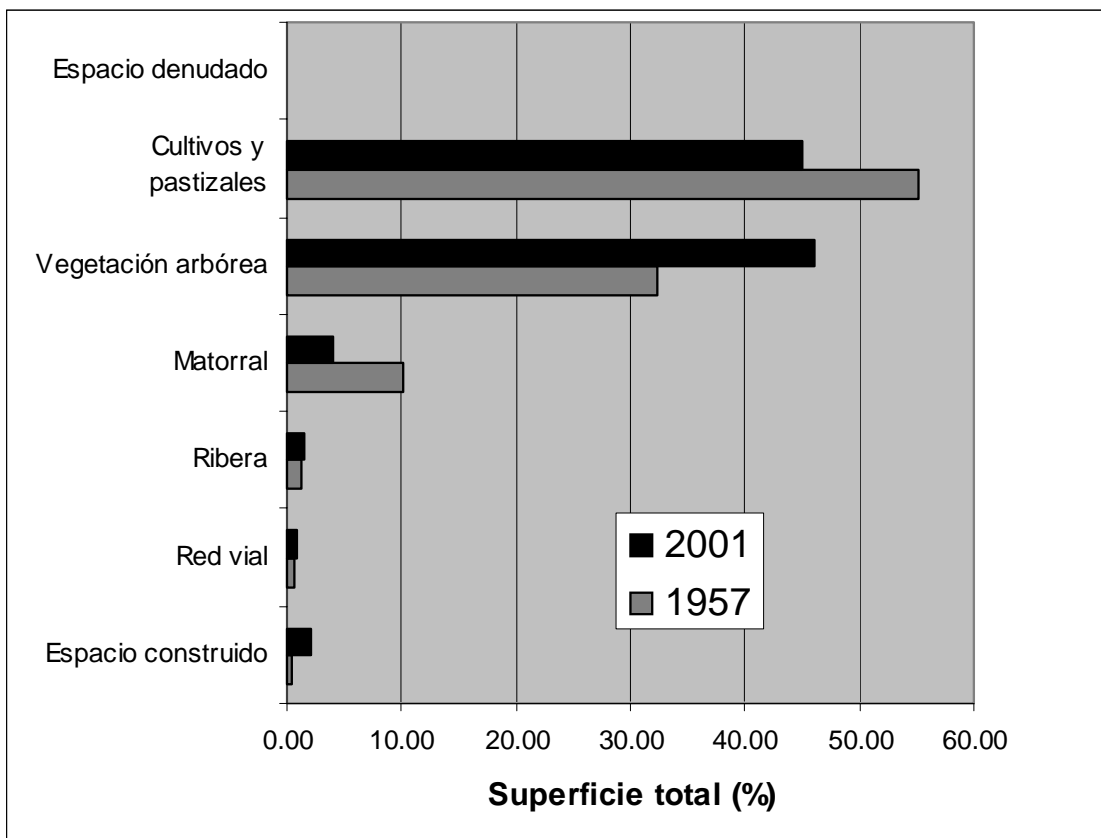
tenido el paisaje de la Plana en la segunda mitad del siglo XX. La heterogeneidad de un paisaje, es reconocida como el factor de organización de los sistemas complejos (Mandelbrot, 1983), complejidad que se incrementa con dinámica de las actividades humanas y la aparición de problemas ambientales. El paisaje es el producto de una relación continua entre la sociedad y su medio natural, que tiende cada vez más a una mayor complejidad. Si esta complejidad, diversidad y heterogeneidad paisajística van acompañadas de unos umbrales mínimos permisibles de contaminación, degradación o deterioro ambiental, los efectos de esta diversidad serán positivos, pero si estos cambios superan estos umbrales permisibles, el deterioro ambiental los podrían llegar a ser irreversible.

En otras palabras, diversidad y heterogeneidad paisajística no son sinónimo de calidad ambiental. De hecho, podría ocurrir todo lo contrario, dependiendo del uso y manejo que se de a los recursos naturales presentes en el paisaje. Además, así como existen especies animales, sobre todo especies de hábitats borde, que requieren de una gran heterogeneidad paisajística en la que los paisajes cumplen funciones ecológicas distintas como fuente de alimento, anidación, reproducción, etc., existen otras especies de interior para las que la diversidad y condición ambiental de su entorno pueden ser un elemento de peligro y de extinción.

5.4.3. Transformaciones en la composición y estructura del mosaico paisajístico de la unidad de Terraprimis.

La unidad paisajística de terraprimis (ver mapa de usos y cubiertas del suelo) es una unidad intermedia entre la plana y la montaña, caracterizada por un relieve ondulado y unos suelos poco profundos, y de baja fertilidad. De esta manera, los cultivos que más se han podido adaptar a estas condiciones edáficas son los cultivos permanentes o de secano como la viña y las oliveras, que por su sistema radicular y su característica arbustiva crecen más fácilmente bajo estas condiciones agroecológicas, limitantes para los cultivos de regadío. Los pastizales y cultivos como el maíz, también se adaptan con facilidad a estas condiciones, debido a sus menores requerimientos edáficos. Situación que no ocurre con los cultivos anuales o de regadío como los cereales o las leguminosas que tienen unos requerimientos edáficos muy superiores, además de que la mecanización y el sistema de riego que requieren estos cultivos anuales no lo permite los suelos

Figura 5.16: Cambios en la superficie ocupada por cada clase paisajística (%) en la unidad Terraprim



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.12: Superficie ocupada según clase paisajística, unidad Terraprim 1957-2001

CLASE	Superficie 1956		Superficie 2001	
	(ha)	%	(ha)	%
Vegetaciónn	3816.41	32.22	5453.35	46.07
Cultivos y	6542.12	55.23	5324.04	44.97
Matorral	1196.23	10.10	485.11	4.10
Ribera	158.69	1.34	182.24	1.54
Espacio construido	55.60	0.47	259.10	2.19
Red vial	75.94	0.64	106.68	0.90
Espacio denudado			27.74	0.23
	11844.98		11838.2	

Fuente: Elaboración propia

de los terraprimos. Cabe mencionar que dentro de esta unidad se han incluido sectores interiores del valle aluvial del Fluvià.

5.4.3.1. Composición y superficie de los parches según la clase paisajística

Esta capacidad de adaptación de ciertos cultivos permanentes y pastizales a condiciones edáficas no tan favorables es lo que explica que alrededor de la mitad del territorio esté cubierto de cultivos y pastizales. Aunque como se observa en la Tabla 5.12 y figura 5.16, la superficie bajo este uso y cubierta ha experimentado una reducción del 5% desde 1957, lo que significa que probablemente las tierras más marginales desde el punto de vista agrícola hayan sido abandonadas y convertidas a otros usos, como por ejemplo las repoblaciones de pino, muy características en esta unidad.

Esta unidad parece ser una de las unidades más dinámicas en cuanto a cambio estructural se refiere, lo cual se evidencia en los cambios ocurridos en las superficies de los diferentes usos y cubiertas del suelo, identificados en este estudio. En primer lugar, observamos como en 1957 el uso dominante y por tanto, la matriz paisajística de esta unidad de Terraprimos eran los cultivos y pastizales que representaban poco más de la mitad de su territorio (55%; 6542 ha), mientras que un 32 % (3816 ha) ya se encontraba bajo vegetación arbórea durante ese mismo año. Lo que significa una heterogeneidad y complejidad paisajística importante, que hasta ahora no tienen la Plana ni el Cap de Creus, aún cuando los cambios ocurridos en los años posteriores muestran como la vegetación arbórea aumenta en detrimento de los cultivos y pastizales. Sin embargo estos cambios, si bien han modificado la estructura del paisaje, el balance final sigue siendo un alto grado de heterogeneidad paisajística ya que aunque la superficie de cultivos desciende a un 45% (5324 ha) y la superficie de vegetación arbórea sube a 46% (5453 ha) el balance final muestra unos porcentajes equitativos en el que ambas cubiertas comparten superficies totales similares (entre 45 y 46 %), con parches distribuidos prácticamente por todo el territorio.

Por las características climáticas el dominio vegetal pertenece al encinar y al alcornocal en sitios menos favorables. Sin embargo, la mayor parte de la vegetación arbórea de los terraprimos está constituida por plantaciones y repoblaciones de pino blanco, cuyo abandono debido a la poca rentabilidad de la explotación

forestal de esta especie, ha permitido al interior del bosque un proceso de sucesión del matorral hacia estados superiores, debido a que por su estructura, el bosque de pinos permite una gran entrada de luz al interior, lo que aprovechan las especies para ir colonizando estos espacios de interior.

Este proceso de sucesión natural llevado a cabo dentro del bosque de pinos, oculta el incremento de la superficie de matorral, que muestra por el contrario, un retroceso entre 1957 y el 2001, retroceso aparente debido al incremento en las repoblaciones y plantaciones de pinos. Vemos así como la superficie cubierta por matorral, la cual ya era de todas maneras muy baja en 1957, se reduce de 10% (1196 ha) a 4 % (485 ha).

El paisaje de ribera con superficies muy bajas pero de una gran importancia ecológica, experimenta cambios positivos en cuanto al aumento en su superficie forestal, que correspondía a 3.34 % (159 ha) en 1957 y llegando en el 2001 a 1.54% (182 ha). Aumento que se debe igualmente a las políticas de repoblación y plantación forestal en este caso en la ribera.

Los espacios construidos, también experimentan una dinámica de cambios en su superficie al pasar de apenas el 0.47% (55.6 ha) de la superficie total en 1956 a 2.19 % (259 ha) en el 2001.

Respecto a la red vial, su superficie pasa de 0.64 % (76 ha) en 1957 a 0.90 % (107 ha) en el 2001. La superficie total de esta red, el incremento en su cobertura, tiene particular importancia ecológica. Las autovías por ejemplo tienden a fragmentar el paisaje, sobre todo los parches de bosque y los campos de cultivos los cuales constituyen hábitats de especies. La fragmentación unido que el hecho de que algunas autovías pueden constituirse en barreras potenciales al movimiento de especies, es un proceso a considerar.

5.4.3.2. Tamaño medio de los parches.

El tamaño medio de los parches que configuran el mosaico paisajístico de estas tierras de piedemonte llamadas Terraprimas, confirma la presencia de una gran heterogeneidad paisajística. Así lo demuestran tamaños medios que no superan las 35 hectáreas, ni siquiera en la categoría de vegetación arbórea que

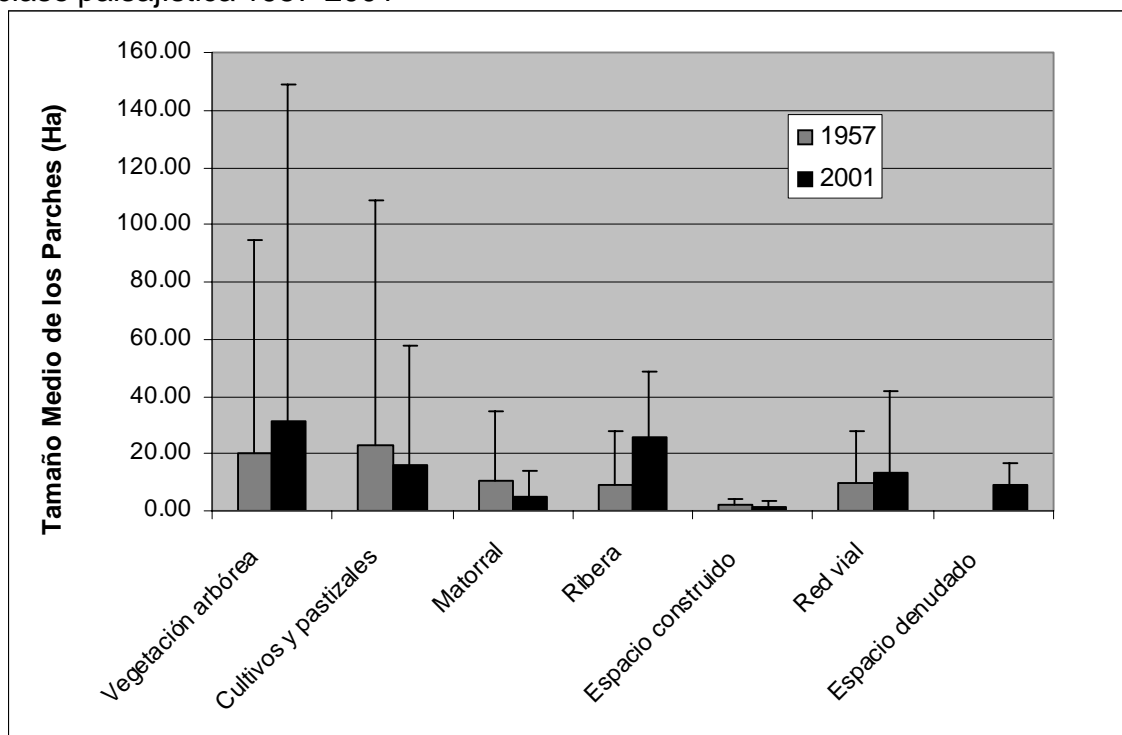
exhibe en ambos períodos los tamaños medios mayores de todas las clases. Además, los coeficientes de variación señalan que si bien los parches presentan una variación alta respecto a su tamaño medio, esta variación no supera tamaños mayores a 160 hectáreas, lo cual representa valores más bajos en comparación con los tamaños medios de parches encontrados en el resto de las unidades paisajísticas.

Esta estabilidad general muestra sin embargo transformaciones importantes entre 1957 y el 2001. Tal y como se observa en la tabla 5.14, los tamaños medios mayores (aproximadamente 23 ha) estaban representados por los cultivos y pastizales, una señal del papel protagonista que jugaban estos usos en 1957. En el 2001, estos tamaños medios no solo tienden a hacerse más pequeños (16 ha) sino que la variabilidad en sus tamaños se reduce (el coeficiente de variación pasa de 375 a 260). Por el contrario, la vegetación arbórea, que en 1957 exhibía tamaños medios (20 ha) un poco menores que los cultivos y pastizales incrementa su tamaño medio (31.5 ha) en el 2001, con unos coeficientes de variación que prácticamente se mantienen durante todo el período (370 y 371 en ambos años respectivamente) y que además son muy similares a los exhibidos por los cultivos y pastizales, aunque como ya se ha señalado, estos últimos disminuyen su variabilidad en el 2001.

Esta dinámica demuestra que si bien algunos parches de bosque ven incrementadas sus superficies de manera espacialmente contigua, ya sea por procesos de sucesión natural del matorral o bien por procesos vinculados al repoblamiento y el cultivo de plantaciones forestal, la tendencia ha sido más bien al surgimiento de nuevos espacios forestales en sitios no tan adyacentes, pues si así fuera, los tamaños medios y los coeficientes de variación habrían aumentado grandemente.

En 1957 el matorral (10 ha), y el paisaje de ribera (8 ha) presentan parches con tamaños medios la mitad de pequeños respecto de los cultivos y pastizales y la vegetación arbórea. Sin embargo, en el 2001 el tamaño medio del paisaje de ribera (26 ha) casi alcanza, en esa misma fecha, el tamaño medio de la vegetación arbórea (31 ha), producto igualmente de las políticas de repoblamiento que se dan en este sector de la comarca Pavón, 2002 a). En el caso del matorral,

Figura 5.17: Tamaño medio (TM) de los parches en la unidad Terraprimis, según clase paisajística 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.13: Tamaño medio y mediano de los parches según clase paisajística, Terraprimis 1957-2001

CLASE	MPS 57	PSCOV 57	MPS 2001	PSCOV	MEDPS 57	MEDPS 2001	PSSD 57	PSSD 2001
Vegetación arbórea	20.19	369.75	31.52	371.46	2.71	2.61	74.66	117.09
pastizales	22.87	375.08	15.99	260.05	2.13	2.47	85.80	41.58
Matorral	10.14	242.74	4.71	191.10	3.21	2.14	24.61	9.00
Ribera	8.82	215.89	26.03	86.39	0.81	31.94	19.03	22.49
Espacio construido	1.99	98.64	2.10	129.24	1.34	1.02	1.96	2.50
Red vial	9.49	191.31	13.33	215.26	1.62	1.15	18.16	28.70
Espacio denudado			9.25	82.39		3.94		7.62

Fuente: Elaboración propia

ocurre un proceso contrario, en el sentido de que el tamaño medio de los parches básicamente se reduce a la mitad (5 ha), proceso inducido por el cambio de usos de matorral a plantaciones o repoblaciones o bien expansión o nueva aparición de espacios construidos.

Esta heterogeneidad paisajística, es decir la presencia de un mosaico en el que los parches de todos los usos y cubiertas exhiben tamaños medios similares y relativamente pequeños comparados con el resto de las unidades paisajísticas de la comarca, se manifiesta también en los tamaños medios de los espacios

construidos, tanto en 1957 como en el 2001. Sus tamaños medios, tal y como se muestra en la figura 5.17, no superan las 3 ha, como tampoco lo hacen sus desviaciones estándares. Lo que si es evidente es una tendencia al aumento en el tamaño medio de los parches que pasan de 1.99 ha en 1957 a 2.5 ha en el 2001. También se observa la aparición de una gran cantidad de espacios construidos de tamaños pequeños (ver mapa de usos y cubiertas de ambos años), lo que explica la leve tendencia de la mediana a disminuir de 1.3 a 1.0 ha, sugiriendo que el 50% de los parches en el 2001 tenían tamaños más pequeños (menores o iguales a 1.0 ha) que en 1957.

5.4.3.3 Arreglo espacial de los parches

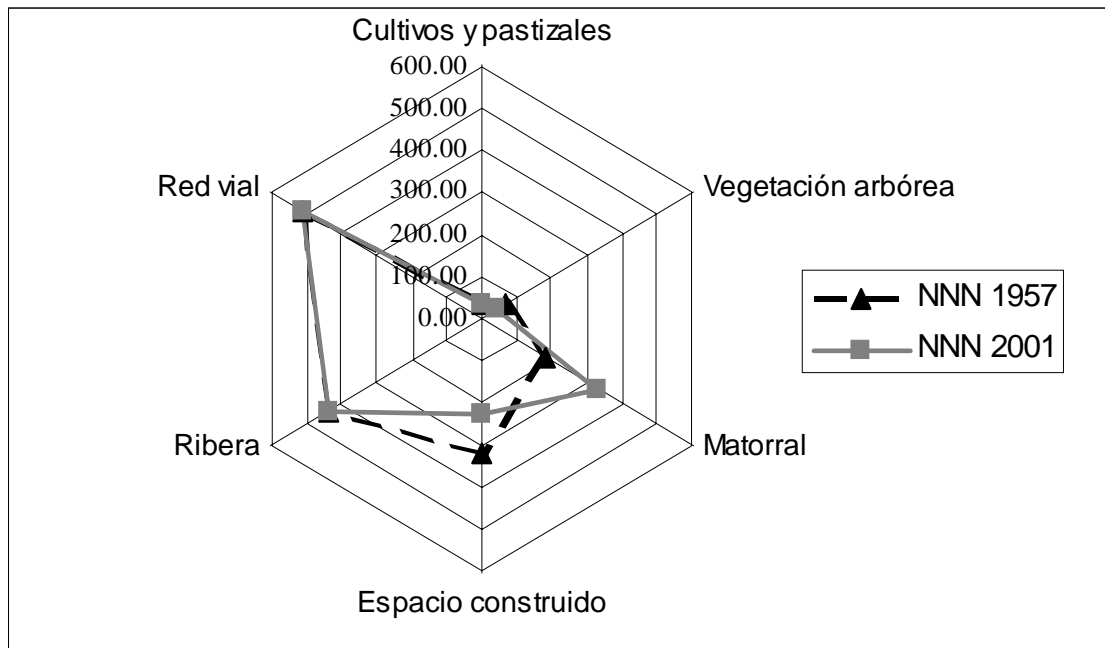
El mapa de usos y cubiertas de ambos años, muestra de manera visual el arreglo espacial de los parches que conforman los diferentes usos y cubiertas del suelo de esta unidad, que como se aprecia tiene un arreglo muy heterogéneo, en donde prácticamente todos los usos y cubiertas están representados en todo el territorio, aunque se nota como algunos sectores tienden a concentrar mas la vegetación arbórea y otros sectores los cultivos y pastizales.

Este arreglo medianamente disperso se aprecia en los valores medios dados por el índice del vecino más cercano (NNN) y el índice de adyacencia (IJI) (figuras 5.18 y 5.19).

De acuerdo con estos valores, los usos y cubiertas del suelo cuyos parches se encuentran más distantes entre sí, son los espacios denudados, la red viaria, el paisaje de ribera y los espacios construidos, cuyos valores NNN oscilan entre 300 y 800 metros, con excepción de los espacios denudados que casi alcanzan los 6000 metros de distancia promedio entre parches, o sea estos últimos están totalmente dispersos en el territorio a diferencia del resto de clases paisajísticas cuyos parches están ni tan dispersos ni tan agrupados como los cultivos y la vegetación arbórea.

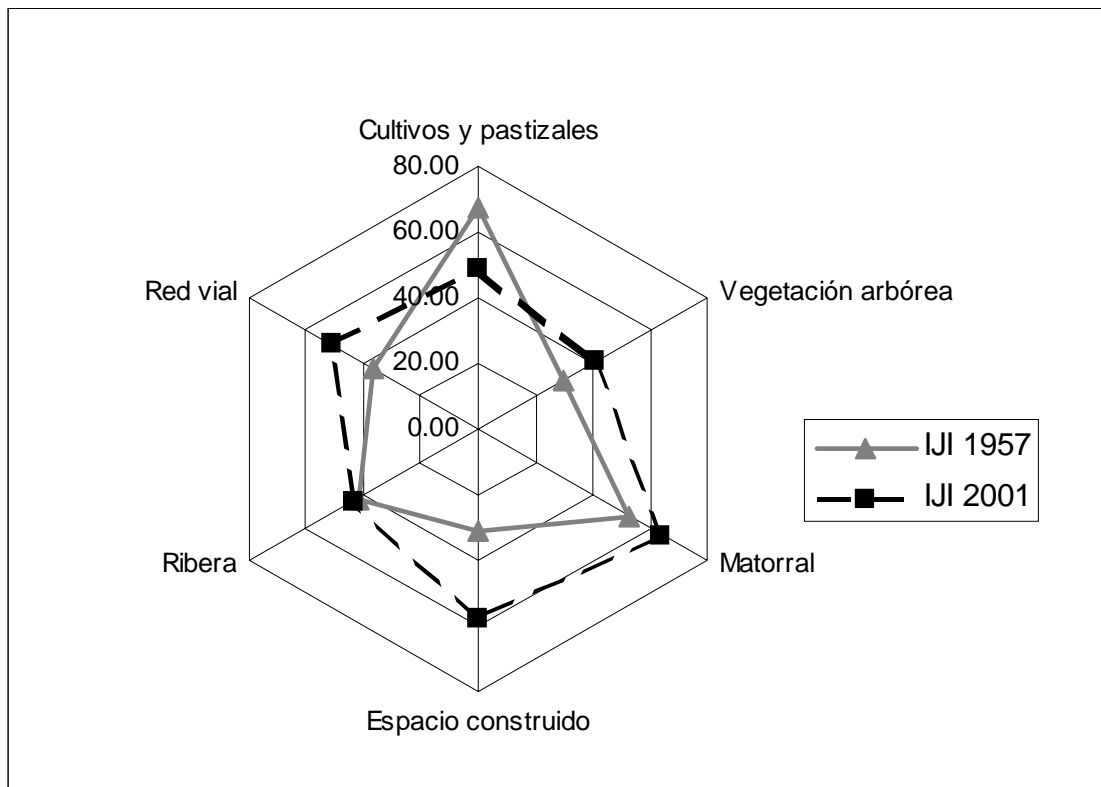
Esta dispersión de media a alta en los espacios construidos, la ribera, la red viaria y los espacios denudados, se pone de manifiesto con los valores de adyacencia, que muestran unos índices de IJI superiores a 50%.

Figura 5.18: Índice del Vecino más Cercano (NNN) según clase paisajística, Terraprim



Fuente: Elaboración propia

Figura 5.19: Índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, Terraprim



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.14: Valores de los Índices del Vecino más Cercano (NNN) y de adyacencia (IJI) por clases, Terraprimis 1957-2001

CLASE	NNN 19 57	NNN 2001	IJI 19 57	IJI 2001
Cultivos y pastizales	35.14	34.74	67.25	49.23
Vegetación arbórea	68.53	38.79	29.86	40.37
Matorral	180.32	330.32	53.19	64.14
Espacio construido	315.68	225.38	31.45	57.43
Ribera	430.00	432.33	42.03	43.45
Red vial	509.40	508.30	37.40	50.87
Espacio denudado		5990.07		64.72

Fuente: Elaboración propia

Los parches de cultivos y pastizales se mantienen hasta el 2001, separados por distancias promedio muy pequeñas. Índices del vecino más cercano (NNN) con valores de aproximadamente 35 metros en ambos años, lo que pone de manifiesto un alto grado de conectividad y agrupamiento. Por otro lado, el hecho de que el IJI pase de 67% a 49 % de recubrimiento, evidencia una tendencia importante de estos parches la concentración, es decir a localizarse en unas áreas en detrimento de otras. Lo cual probablemente obedece al abandono de tierras menos productivas que luego han sido sustituidas por otros usos o cubiertas del suelo.

Los parches de vegetación arbórea si bien mantienen un grado importante de agrupamiento demostrado por los valores bajos en el NNN (menores a 70m) durante estos 45 años, su arreglo espacial ha experimentado una mayor transformación, evidenciada por una reducción de casi el doble en el NNN que pasó de 68, 5m en 1957 a 39 m en el 2001 lo que significa que su estructura ha perdido conectividad o cohesión física. Su distribución en todo el territorio por el contrario ha tendido a incrementarse, IJI pasa de 30% a 40% desde 1957 al 2001 respectivamente. Esta aparente contradicción se explica por el hecho de que en los años 60 y 70 los cultivos tendieron a expandirse aún en suelos menos fértiles, debido a los buenos precios de estos en el mercado, y a la política compensatoria de la PAC. Sin embargo a partir de los años 80, una situación económica y política menos favorable incidió en una nueva contracción de las áreas cultivadas. De ahí que aunque en el 2001 se haya perdido conectividad, los parches se encuentren aún distribuidos por todo este territorio. Una situación

favorable desde el punto de vista del paisaje y de los ecosistemas de transición que caracterizan este espacio de la Comarca.

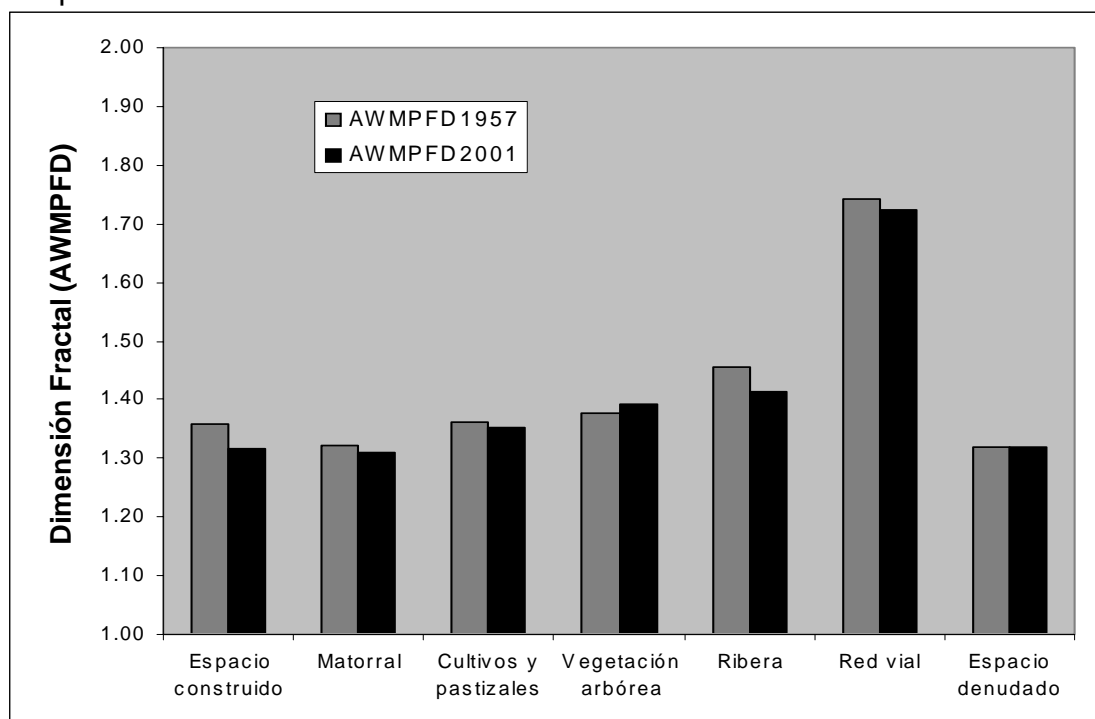
Respecto al paisaje de ribera, los valores altos en el NNN (430 m) obedecen a que, si bien esta estructura fue únicamente representada por la vegetación a ambos lados del cauce del Fluvià, el recorrido del río por la comarca es parcial. En otras palabras hay unos sectores de la Unidad en los que el Fluvià es parte del paisaje (en el sector norte), pero en otros queda fuera completamente, para volver a reaparecer (en el sector de Bàscara-Sant Miquel de Fluvià) en otros sectores. Su distribución prácticamente se mantiene (42) ya que su estructura está ligada al curso del río, el cual si bien es dinámico, los cambios son poco percibidos a la escala de análisis de esta investigación.

En el caso de estructuras del paisaje más "artificiales" como los espacios construidos y la red vial, los índices del IJI y del NNN señalan una tendencia por parte de ambas a una mayor cobertura territorial, en el sentido de que han surgido nuevos espacios construidos y nuevas carreteras cuya localización se encuentra dispersa por todo el territorio comprendido en esta unidad de Terraprimis. Vemos como el IJI de los espacios construidos pasa de 31% a 57% y en el caso de la red vial pasa de 37 a 50, básicamente por la aparición de la Autopista (A-7) que atraviesa el territorio de SO a NE. En el caso del NNN la red vial mantiene su valor, debido a que la construcción de la autopista, es paralela a la N-II con lo cual las distancias promedio entre las vías se mantienen. El NNN pasa de 315m a 225m, o se que se acortan las distancias entre los espacios construidos, mostrando así un dinámica diferente; la aparición de nuevos espacios construidos, conjuntamente con la expansión espacial normal de centros poblados como Bàscara, Vilaür y Caballera.

5.4.3.4. Forma de los parches, un indicador de complejidad paisajística.

La red vial, un elemento totalmente artificial, presenta los valores fractales (AWMPFD) más altos, alrededor de 1.73, debido a su estructura alargada, continua y angosta los cuales se mantienen durante todo el período, indicando que no ha habido mayores cambios en su estructura, aspecto de por sí lógico por la forma que suelen tener las red; formas alargadas.

Figura 5.20: Dimensión Fractal (AWMPFD) de las clases paisajísticas, unidad Terraprim



Fuente: Elaboración propia

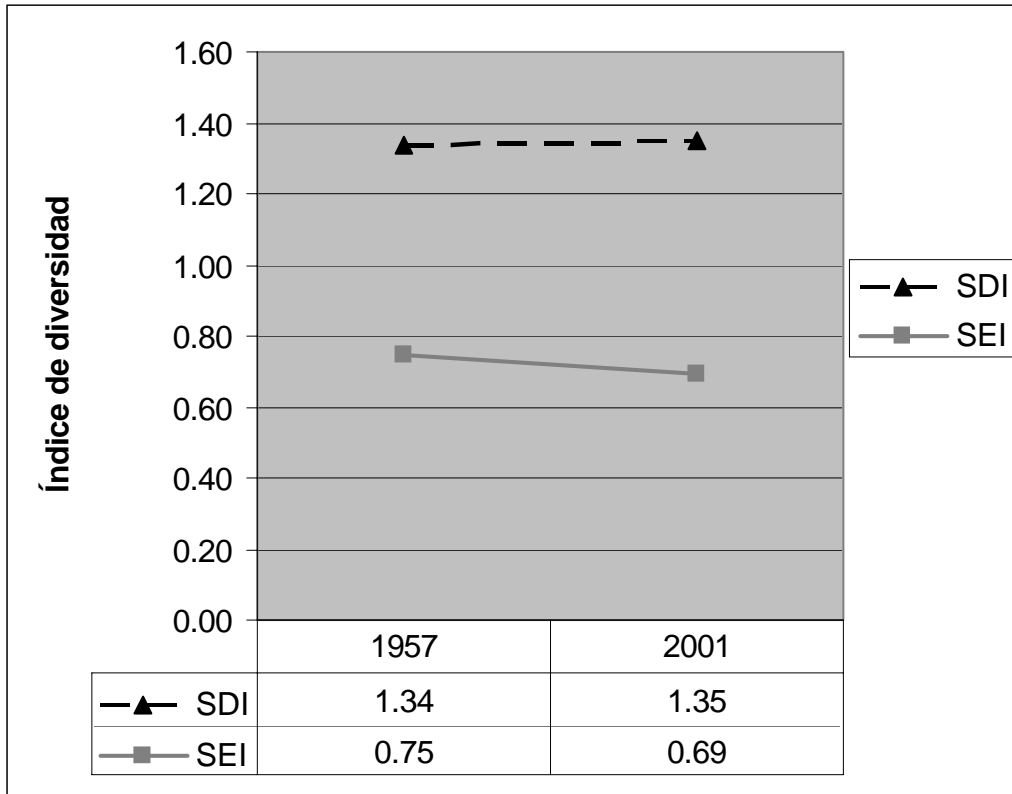
Tabla 5.15: Dimensión Fractal (AWMPFD) de las clases paisajísticas, unidad Terraprim

Clase	AWMPFD 1957	AWMPFD 2001
Espacio construido	1.36	1.32
Matorral	1.32	1.31
Cultivos y pastizales	1.36	1.35
Vegetación arbórea	1.38	1.39
Ribera	1.46	1.41
Red vial	1.74	1.72
Espacio denudado	1.32	1.32

Fuente: Elaboración propia

El paisaje de ribera, exhibe valores fractales entre 1.46 y 1.41 en 1957 y 2001 respectivamente, valores mayores al resto de los usos y cubiertas del suelo, lo cual está en concordancia con lo señalado en la literatura, sin embargo observamos que los valores no alcanzan 1.5 a pesar de que el Fluvià presenta un patrón meándrico que establece una mayor irregularidad en la forma de su cauce. Las repoblaciones han contribuido a configurar unas formas más regulares, de allí que los fractales de estas estructuras sean inferiores a 1,5.

Figura 5.21: Índice de Diversidad Paisajística de Shannon (SDI) e Índice de distribución y Abundancia de Shannon (SEI) para la unidad Terraprimis



Fuente: Elaboración propia

Los parches de cultivos y pastizales, así como los de vegetación arbórea muestran fractales muy similares (alrededor de 1,36), durante todo el período, con leves diferencias. La forma de los parches de vegetación arbórea, con fractales levemente superiores a los cultivos se mantiene prácticamente estable en estos 44 años de análisis (1,38 y 1,39 en 1957 y 2001 respectivamente), y lo mismo ocurre con los cultivos y pastizales (1,36 y 1,35 en 1957 y 2001 respectivamente).

Finalmente, resulta interesante el hecho de que los espacios construidos tengan los mismos fractales que el matorral, lo que indica que la forma de estos espacios es más irregular, sobre todo en 1957 cuyo fractal era 1,36, de lo que normalmente tienden a ser los patrones de estas estructuras culturales, aspecto que podría obedecer a la misma topografía de estos terrenos ondulados. Tal y como se puede apreciar en la tabla 5.16, los parches de matorral exhiben valores fractales medios en ambos años, 1957 y 2001 (1,32 y 1,31 respectivamente),

igualmente los espacios construidos (1,36 y 1,32 respectivamente). Dentro de este mismo grupo se encuentran los espacios denudados con fractales medios de 1,32 en ambos períodos).

5.4.3.5. Diversidad Paisajística

De acuerdo con el índice de diversidad de Simpson (SDI) la diversidad paisajística, en términos de composición y estructura se ha mantenido durante la segunda mitad del siglo XX (Figura 5.21). Sin embargo, si observamos la tendencia del índice de abundancia de Simpson (SEI) el cual también contabiliza los procesos de fragmentación, es decir cuanto más sea el número de parches haya más fragmentado será el paisaje y por tanto se acercará más a 1, se nota una disminución en el SEI lo que demuestra la tendencia de los parches conectarse físicamente, es decir a aumentar sus superficies de manera continua, y por tanto a perder heterogeneidad. En otras palabras, se produce una leve pero apreciable tendencia a la homogeneización paisajística.

5.4.4. Transformaciones ocurridas en la composición y la estructura paisajística de la unidad Cap de Creus entre 1957 y 2001

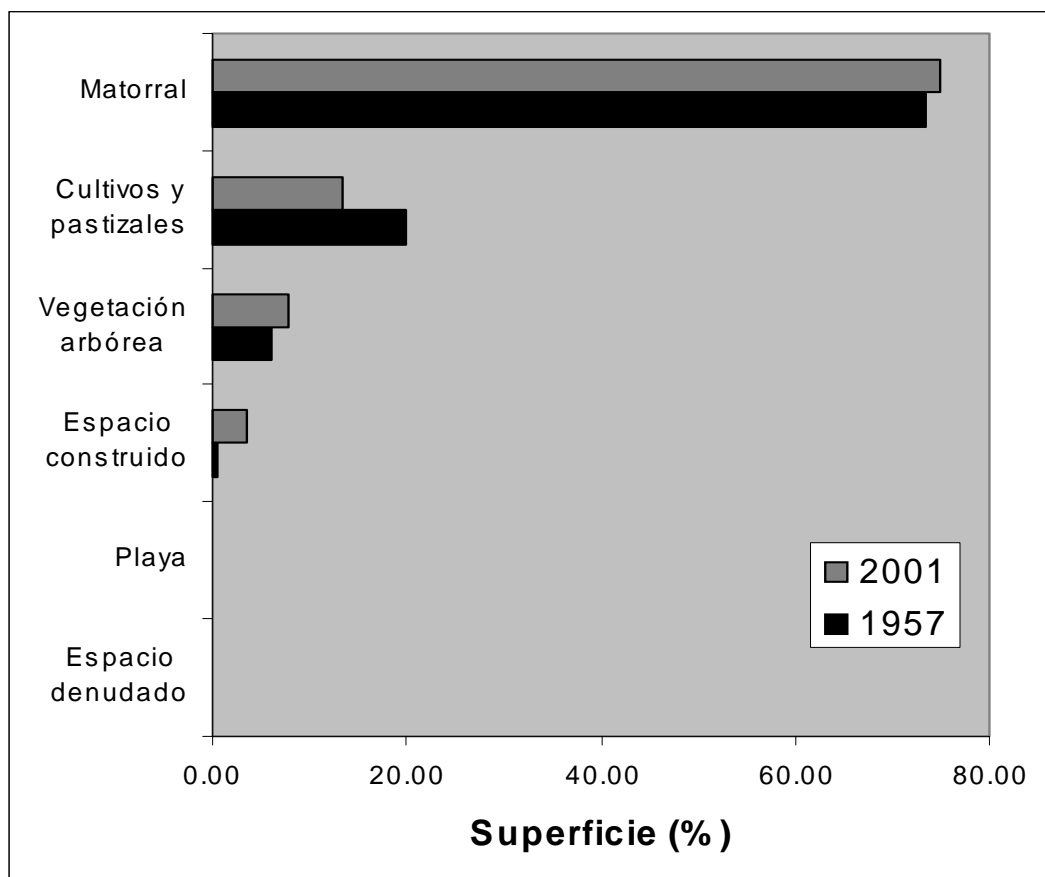
Paisajísticamente, el Cap de Creus es una unidad intermedia entre la Plana y la alta montaña, en la cual prevalece un clima típicamente mediterráneo, en el que los fuertes vientos tramontanos, las bajas precipitaciones, y los incendios forestales han moldeado el paisaje de este territorio.

5.4.4.1. Composición y superficie según clase paisajística

Desde el punto de vista de la composición paisajística, esta unidad contiene 8 clases paisajísticas lo que le confiere un carácter no tan diverso como el de la Plana. Dentro de esta aparente homogeneidad, la zona litoral aporta una diversidad al paisaje a través de rieras de poca longitud que nacen en las laderas del Cap de Creus y desembocan directamente al mar, acantilados y una gran cantidad de pequeñas playas (46 playas).

Como se aprecia en la figura 5.23, esta unidad paisajística estaba ya, en 1957, dominada por el matorral que cubría en ese momento el 73% (13663.48 ha) de su territorio. Esta situación prácticamente se mantiene durante el resto del siglo XX,

Figura 5.22: Cambios en la superficie de las clases paisajísticas de la unidad cap de Creus



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.16: Cambios en la superficie y número de parches según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001

Clase	Superficie 1956		Superficie 2001		NUMP 1956	NUMP 2001
	(Ha)	%	(Ha)	%		
Espacio denudado	1.08	0.01	23.88	0.13	1	11
Playa	24.39	0.13	24.26	0.13	46	46
Espacio construido	107.95	0.58	680.91	3.66	88	191
Vegetación arbórea	1115.16	5.98	1438.50	7.73	183	253
Cultivos y pastizales	3730.10	19.99	2504.74	13.45	379	306
Matorral	13684.81	73.32	13953.13	74.94	133	137
Total	18663.48	100.00	18619.41		830	944

Fuente: Elaboración propia

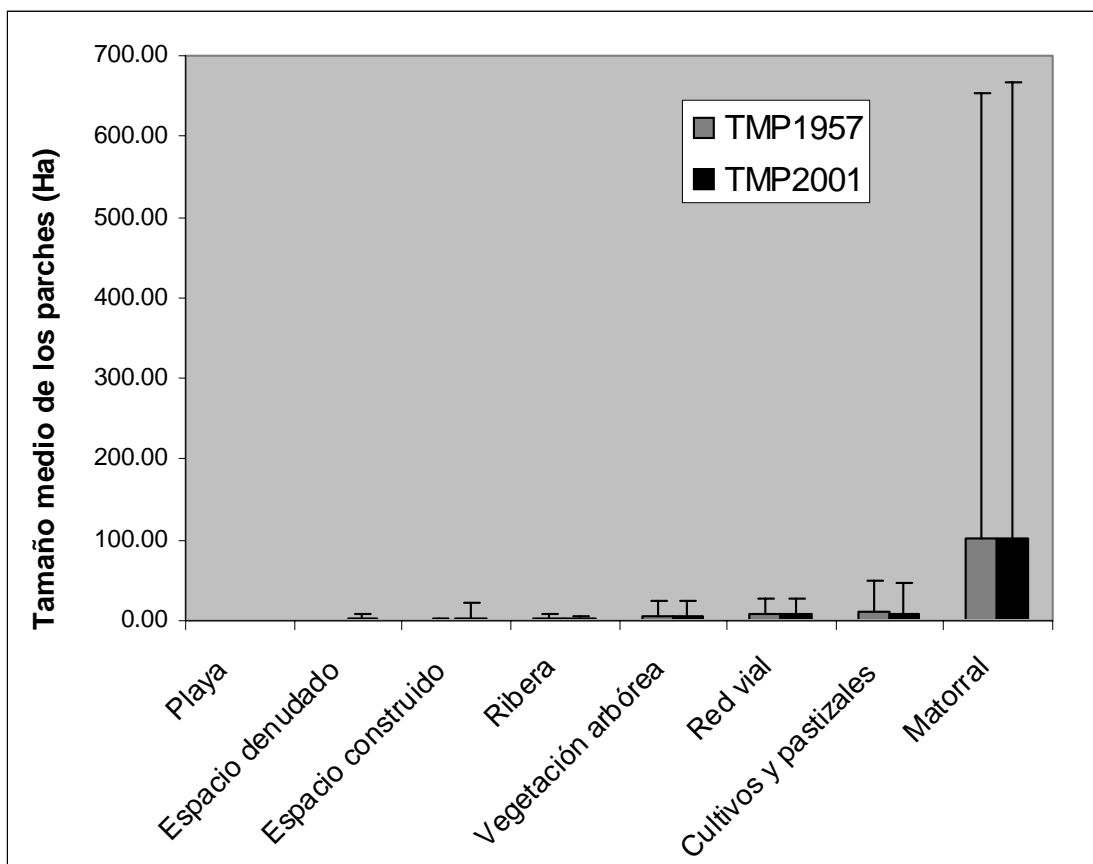
y se constata una leve tendencia al incremento del matorral (1 %). Esta estabilidad se constata asimismo con similitud en el número de parches identificados en ambos períodos (promedio de 135 parches).

La vegetación arbórea, aunque en menor medida, contribuye a incrementar la diversidad paisajística del Cap de Creus, y se observa no solo una tendencia al incremento en la superficie forestal, la cual pasa de 6% (1115 ha) en 1956 a prácticamente un 8% (1438,5 ha) en el 2001, sino un aumento en el número de parches de vegetación arbórea que pasa de 183 a 253. Este incremento en la superficie de vegetación arbórea obedece, más que a los procesos de sucesión de la vegetación natural controlado por los incendios forestales, a un incremento en las plantaciones forestales. La poca vegetación clímax que existe en esta unidad, es decir el encinar y el alcornocal, se encuentra como árboles dispersos envueltos en una matriz de matorral, y muchos de estos árboles exhiben las marcas del fuego.

Debido a las condiciones edáficas, y en general las condiciones agroecológicas (agua para riego, pendientes, pedregosidad, suelos poco profundos, fuertes vientos, etc) de estos suelos, las superficies destinadas a cultivos (sobre todo viñas y oliveras) y pastizales era, ya en 1957, relativamente baja (20%; 3730 ha) comparada con el matorral. Esta situación de poca representatividad de los cultivos y pastizales, tiende a agravarse en los años posteriores, de tal forma que en el 2001, la superficie se reduce en un 7% (a 2504 ha).

La mayoría de estas tierras agrícolas, sobre todo las dedicadas a cultivos de secano, oliveras y viñedos, son abandonadas por razones sociales, políticas y de mercado, permitiendo así el proceso de sucesión natural de la vegetación, lo que explica en parte el incremento en la superficie de matorral. Asimismo, tierras que antes estaban bajo cultivos y pastizales, ceden terrenos al crecimiento normal de los centros poblados, así como a la aparición de nuevos proyectos urbano de segunda residencia, espacios turísticos, etc. En aproximadamente 44 años los espacios construidos (centros urbanos, urbanizaciones, etc) experimentan un incremento del 3% en su superficie total, pasando de 0.58 % (107.95 ha) en 1957 a 3.66% (680.91 ha) en el 2001.

Figura 5.24: Transformaciones en el tamaño medio (TMP) de los parches según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.17: Transformaciones en el tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001

CLASE	MPS1956	PSCOV	MPS2001	PSCOV	PSSD2001	PSSD1956	MEDPS1956	MEDPS2001
Vegetación arbórea	6.09	324.06	5.69	339.55	19.31	19.75	1.23	0.92
Cultivos y pastizales	9.84	416.65	8.19	486.03	39.78	41.01	1.03	1.09
Matorral	102.89	534.16	101.85	554.21	564.45	549.61	0.11	0.26
Ribera	3.11	128.64	2.37	149.35	3.53	4.00	1.65	0.84
Espacio construido	1.23	217.29	3.56	502.87	17.93	2.67	0.11	0.15
Playa	0.55	121.86	0.40	135.70	0.54	0.68	0.23	0.14
Espacio denudado	1.08	0.00	2.17	230.97	5.01	0.00	1.08	0.35
Red vial	8.90	199.60	8.89	199.57	17.75	17.76	0.92	0.92

Fuente: Elaboración propia

5.4.4.2. Transformaciones en el tamaño medio de los parches

La estabilidad paisajística que ha prevalecido en el Cap de Creus en la segunda mitad del Siglo XX, se manifiesta también por el tamaño medio de los parches de matorral. Tal y como se observa en la figura 5.24, el tamaño medio (101 ha), así como sus respectivos coeficientes de variación (534 ha-554 ha) se mantienen muy parecidos. Estos coeficientes de variación o las desviaciones estándar tan altas señalan que si bien el tamaño medio es de 101 ha aproximadamente, existen parches tan grandes como 600 ha o más, así como una gran cantidad de pequeños parches de matorral, tal como lo afirma la mediana, que muestra que el 50 % de los parches de matorral en ambos periodos no alcanza el cuarto de hectárea.

Los cultivos y pastizales, además de ocupar una segunda posición en cuanto a la superficie total ocupada, también ocupan una segunda posición en cuanto al tamaño medio de los parches durante el período analizado, en el que el tamaño medio se ha mantenido entre 10 y 8 hectáreas y un coeficiente de variación muy similar (entre 416 ha y 486 ha respectivamente). Esta situación en la estabilidad del tamaño medio se debe probablemente a que aquellos terrenos más fértiles, o terrenos bajo pastizales, se han mantenido y solo aquellos suelos más improductivos se han transformado. La mediana refuerza asimismo esta tendencia a la estabilidad estructural, ya que como vemos el 50% de los parches bajo esta categoría paisajística se mantienen iguales o menores a 1 hectárea en promedio (ver tabla 5.17).

En una tercera posición en cuanto a superficie total y en cuanto a tamaño medio, encontramos la vegetación arbórea, que también presenta una tendencia a la estabilidad, en el que el tamaño medio se mantiene en aproximadamente 6 hectáreas con unos coeficientes de variación muy similares (324 ha y 339 ha respectivamente).

Por el contrario, los espacios construidos, exhiben una tendencia marcada al cambio en cuanto al tamaño medio. Observamos como en 1957 el tamaño medio de los espacios construidos era de 1.2 ha aproximadamente y ya en el 2001 el tamaño medio se había incrementado en 2,3 ha, pasando a un tamaño medio de 3,56 ha, evidenciando sobre todo la expansión de los centros urbanos y la aparición de

nuevas urbanizaciones. El tamaño mediano parece sin embargo mantenerse, aunque con una leve tendencia al incremento , entre 0.11 y 0.15 ha.

5.4.4.3. Patrón espacial de los parches según las clases paisajísticas

El índice del vecino más cercano (NNN) muestra el grado y la tendencia de los parches a la compactación o agrupamiento. Valores iguales a cero indican un parche único, y por tanto aislamiento físico. Valores bajos indican un alto grado de agrupamiento espacial. El NNN no indica si los parches espacialmente agrupados están distribuidos por todo el territorio o si se encuentran concentrados en un solo sitio. Para analizar si el arreglo espacial esta homogéneamente distribuido por todo el territorio o si conforma grupos espacialmente localizados, se debe comparar este índice con el porcentaje de superficie que cubre y el índice de adyacencia (IJI) para corroborar si los parches están concentrados o equitativamente distribuidos por todo el territorio.

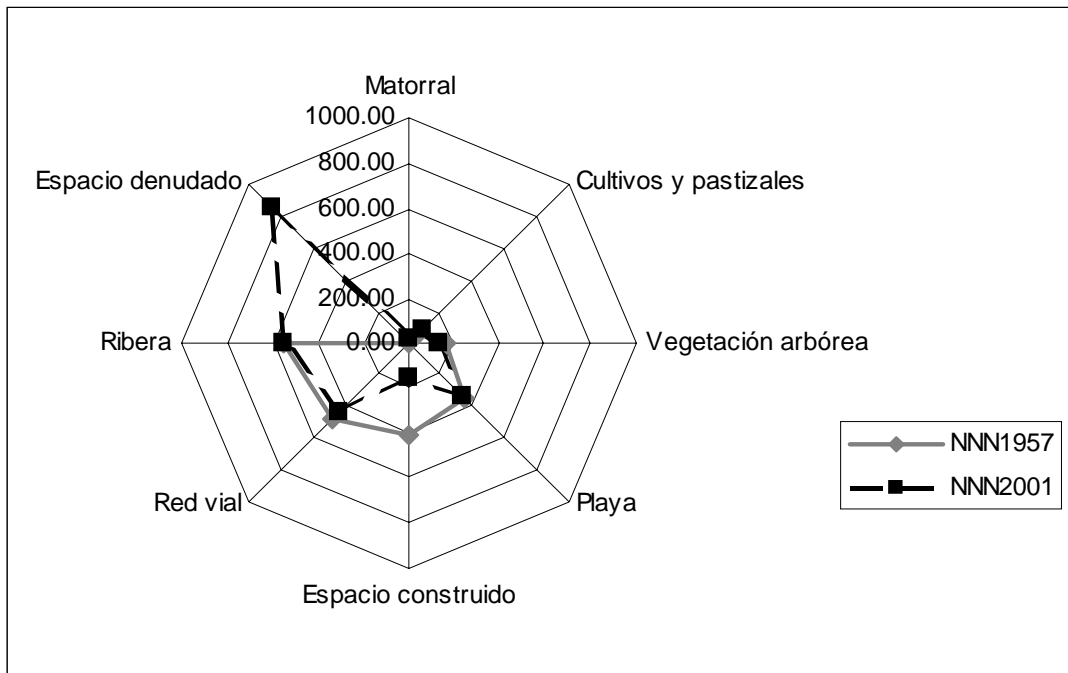
De acuerdo con los resultados del NNN, el mayor grado de agrupamiento de los parches corresponde al matorral (18, 06 y 22, 84) y se mantiene durante todo el período de análisis. Este agrupamiento, unido a la extensión de la superficie total (73%) y un valor cercano a 100 en el índice de adyacencia (IJI) demuestran un recubrimiento equitativo del matorral en todo el territorio, o lo que es

Tabla 5.18: Índice del Vecino más Cercano (NNN) e Índice de Adyacencia (IJI) de las clases paisajísticas, unidad cap de Creus 1957-2001

CLASE	MNN 1956	MNN 2001	IJI 1956	IJI 2001
Matorral	18.06	22.84	57.74	73.08
Cultivos y pastizales	62.09	90.97	46.12	47.16
Vegetación arbórea	163.41	128.68	34.46	47.59
Playa	345.30	345.39	56.71	56.65
Espacio construido	410.84	150.87	66.83	73.31
Red vial	469.41	437.85	50.03	58.27
Ribera	546.79	548.91	53.33	54.19
Espacio desnudo	0.00	854.53	0.00	26.64

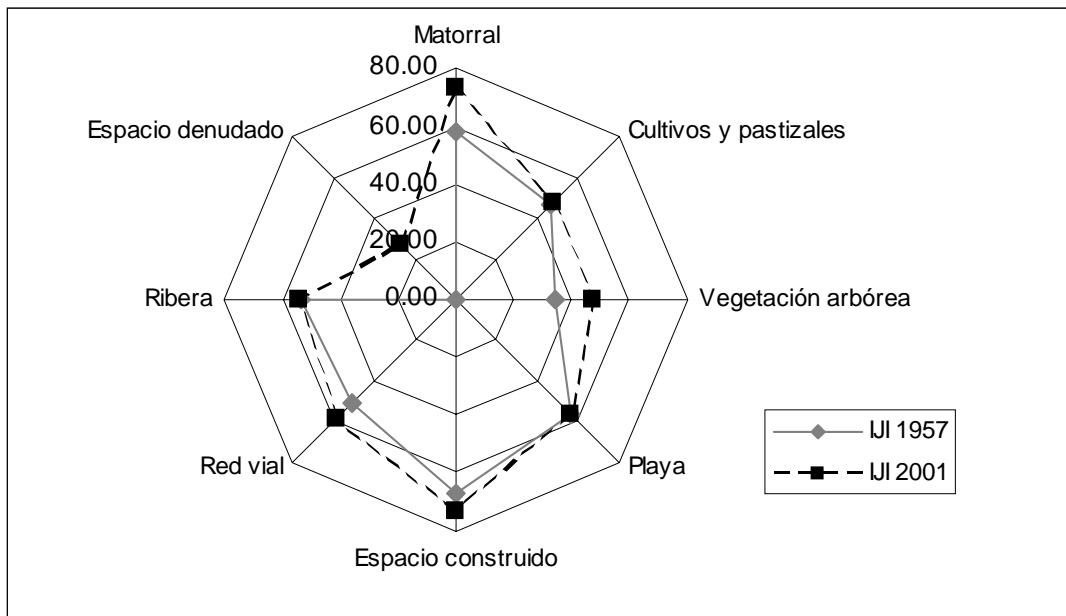
Fuente: Elaboración propia

Figura 5.25: Índice del vecino más Cercano (NNN) según clase paisajística, unidad cap de Creus



Fuente: Elaboración propia

Figura 5.26: índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad cap de Creus



Fuente: Elaboración propia

lo mismo su dominancia paisajística. El NNN pasa de un valor de 56 en 1956 a 76 en el 2001, lo que pone de manifiesto la tendencia del matorral a aumentar su dominancia paisajística (ver tabla 5.18 y figuras 5.25).

Los cultivos y pastizales conforman el segundo grupo en cuanto a agrupamiento se refiere, con valores del NNN que descienden de 62.09 a 46,12 entre 1957 y el 2001 respectivamente, indicando que estos parches están espacialmente un poco más distantes que los del matorral. Observando el mapa de usos y cubiertas del suelo, se aprecia que la mayor parte de estos parches se encuentran concentrados en la parte sur de la unidad, en su mayoría pastizales. Sin embargo, el IJI también muestra, que hay una distribución relativamente equitativa de los parches en el territorio, sobre todo parches pequeños ubicados en las laderas occidentales en las cercanías de los pequeños valles. El índice de adyacencia (46 y 47 en ambos años) muestra como esta distribución espacial ha tendido a mantenerse desde 1957.

Los parches de vegetación arbórea configuran un grupo en el que las distancias entre sus parches son un poco mayores, lo que significa que están más distanciados entre sí, comparados con el matorral y los cultivos. Aunque se observa una leve tendencia al acercamiento entre estos parches, el NNN pasa de 163 m a 128 m entre 1957 y 2001 respectivamente, lo que podría deberse a nuevas plantaciones en sectores aledaños a las ya existentes, y en menor grado a un proceso de regeneración natural de matorral a bosque de encinas o alcornos. El IJI muestra un valor de medio a bajo (34.46) en 1956 que tiende a incrementarse (47.59) en el 2001, indicando que la vegetación arbórea ha tendido a una mayor distribución espacial y ha ocupado otros espacios (ver figura 5:26).

Las playas, elementos paisajísticos estables a esta escala de análisis - a escala de detalle se registran cambios en las dunas y en la ocupación de playas para campings, construcción de puertos, etc.- el grado de agrupamiento natural que tienen las playas del Cap de Creus. De acuerdo al NNN, las playas están separadas aproximadamente por 345 metros de distancia entre sí. El valor medio del IJI (56% aproximadamente) indica un grado medio de abundancia y dispersión territorial, debido a su ubicación a lo largo del litoral.

La distribución espacial de los espacios construidos muestra, como era de esperar, valores altos en ambos índices, reflejo de una mayor distribución espacial en todo el territorio. Sin embargo, el NNN muestra como los espacios construidos tienen a aumentar la proximidad media entre sus parches (el NNN pasa de 410.84 m en 1957 a 150.87m en el 2001). Lo cual se explica por la aparición de nuevas urbanizaciones en la zona litoral, así como urbanizaciones de segunda residencia en la zona del interior, y que se puede observar al comparar visualmente el mapa de usos y cubiertas del suelo de 1957 y 2001, Dado que esta tendencia ocurre básicamente en estos dos sectores del territorio, y el resto de espacios construidos, sobre todo los asentamientos rurales, han mantenido sus procesos normales de crecimiento y permanencia, los parches presentan un arreglo espacial bien distribuido en todo el territorio (el IJI pasa de 67 a 73 entre 1957 y el 2001).

Las redes, tanto la natural constituida por el paisaje de ribera, como la red constituida por las carreteras y la línea del tren, presentan los valores más altos en el NNN (entre 430 y 550) y valores medios a altos de abundancia y distribución (IJI) entre 50% y 73%. Estas estructuras, si bien estas estructuras se localizan en casi todo el territorio, los parches están separados por laderas y divisorias de agua, lo que amplía las distancias entre ellos . Sus valores de NNN (546m y 548m) y de IJI (67%, 73%) prácticamente permanecen igual durante todo el período, lo que muestra la estabilidad relativa del paisaje de ribera en cuanto a distribución espacial se refiere. En el caso de la red vial, el NNN (469.41m en 1957 y 437.85m en el 2001) muestra una ligera tendencia a la reducción en las distancias entre parches, y un aumento del IJI (50.03% en 1957 y 58.27% en el 2001) en el 2001, es decir una mayor cobertura territorial de la red, lo cual se explica por la ampliación del tramo de la N-II entre Vilajuïga - Llança.

En el caso de los espacios denudados, no solo están muy distanciados sino que se encuentran localizados en un sector del territorio.

5.4.4.4. Cambios en la dimensión fractal de los parches según clase paisajística.

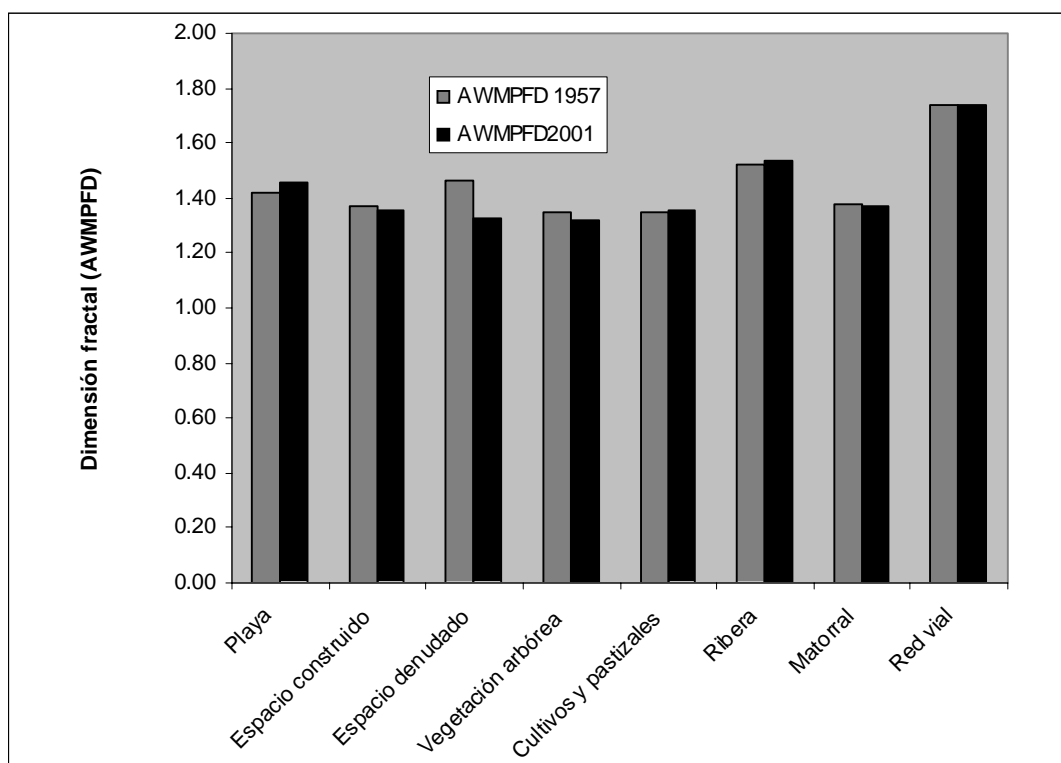
La irregularidad en la forma de los parches y de los objetos en general confiere un carácter de complejidad al mosaico paisajístico, estructurado a partir de los

diferentes usos y cubiertas del suelo o clases paisajísticas como se les ha denominado en esta investigación. Aquellos elementos del paisaje (parches) cuyas formas son alargadas, delgadas y continuas sean de origen natural como los ríos, o cultural como las carreteras, tienden a exhibir fractales mayores a 1.5 mientras que formas circulares o cuadradas presentan valores iguales a 1.0, formas intermedias, en la que la naturaleza se combina con la acción humana, dan como resultado valores entre 1,20 y 1,49 (ver figura 5.27 y tabla 5.19).

Respecto de los patrones de complejidad exhibidos por los parches que conforman el mosaico paisajístico del Cap de Creus, tres aspectos son importantes de resaltar. El primero es que independientemente de la complejidad que caracteriza a cada una de las clases (vegetación arbórea, ribera, etc), las formas mantienen una tendencia a la estabilidad, en concordancia con las tendencias de los indicadores estructurales antes señalados (superficie, tamaño, número de parches). El segundo aspecto importante es que si bien, en la literatura se señala que los fractales mayores a 1.5 son propios de los ambientes naturales (Iverson, 1988), existen elementos totalmente artificiales que también cuya dimensión fractal es muy superior a este valor . El tercer aspecto a resaltar es la jerarquía en los valores fractales en las clases con estructuras más naturales; a mayor naturalidad mayor es su dimensión fractal.

En concordancia con los resultados hallados por los investigadores pioneros en el estudio de las formas fractales (Mandelbrot, 1977; Krummel *et al.*,1987; Iverson, 1988), los fractales más altos son exhibidos por aquellas clases, usos o cubiertas del suelo, en las que los patrones topográficos, hidrológicos y los procesos litorales continúan siendo el mecanismo más importante en el proceso de configuración de la estructura paisajística, en decir, en aquellas estructuras en las que si bien la influencia humana ha incidido en la configuración, el efecto de cambio no ha sido tan drástico. En otras palabras, algunos de los elementos paisajísticos del Cap de Creus mantienen aún un alto grado de complejidad y naturalidad. Tal es el caso del paisaje de ribera el cual presenta los mayores valores fractales (AWMPFD) en todo el período de estudio (1.52; 1.53), seguido de las playas con valores menores (1.42; 1.45). (ver tabla 5.19)

Figura 5.27: Dimensión fractal (AWMPFD) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.19: Dimensión fractal (AWMPFD) según clase paisajística, unidad cap de Creus 1957-2001

CLASE	AWMPFD1957	AWMPFD2001
Playa	1.42	1.45
Espacio construido	1.37	1.36
Espacio denudado	1.34	1.33
Vegetación arbórea	1.35	1.32
Cultivos y pastizales	1.35	1.36
Ribera	1.52	1.53
Matorral	1.38	1.37
Red vial	1.74	1.74

Fuente: Elaboración propia

Con menor grado de complejidad en la forma de sus perímetros encontramos los parches de matorral (1.38; 1.37), un menor grado debido a que sus formas, por la naturaleza de los procesos que les dan origen, no se espera que alcancen valores muy altos, sin embargo, se denota el efecto fronterizo de muchos de los parches de matorral con cubiertas del suelo cuyos perímetros son más regulares, como el de los cultivos, pastizales y espacioconstruido cuyos perímetros tienen fractales menores (1.35; 1.36) al poseer formas más regulares.

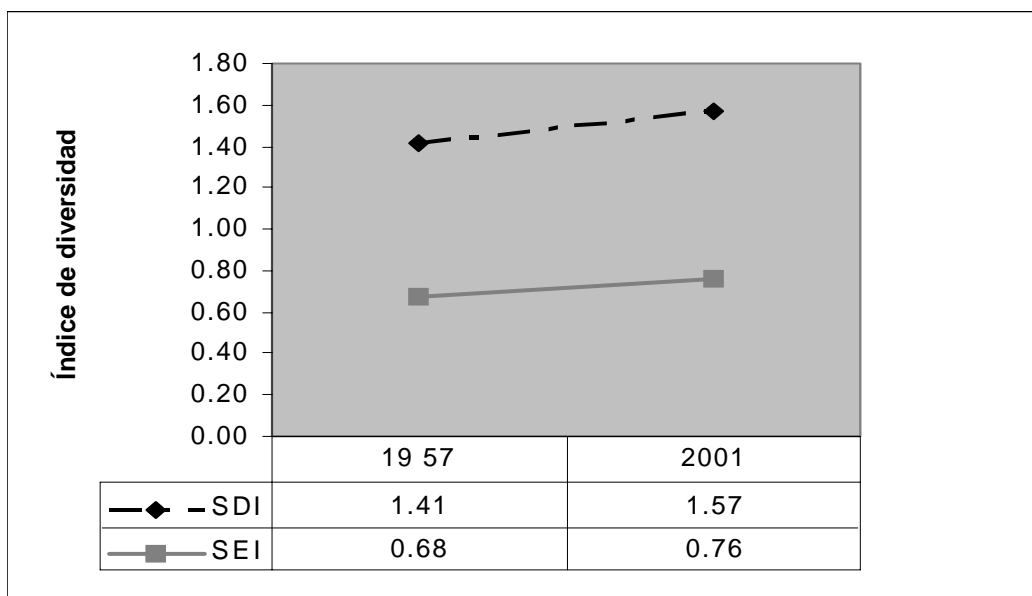
Con los fractales más bajos encontramos la vegetación arbórea (1.35; 1.32), lo que en principio parece contradictorio, sin embargo estos valores bajos obedecen principalmente a que la mayor parte de los parches forestales presentes en esta unidad están compuestos por plantaciones de pinos, cuyos perímetros son más regulares. Los espacios denudados presentan valores similares a la vegetación arbórea (1.34; 1.33).

5.4.4.5. Transformaciones en la diversidad paisajística del Cap de Creus

El índice de diversidad de Simpson (SDI), es una medida relativa de la diversidad de los parches, cuyos valores se acercan a cero cuanto menos diverso es el paisaje, o sea cuanto menos tipos de parches hallan en un territorio y conforme aumenta el número de parches aumenta el valor del índice. En el caso del Índice de abundancia de Simpson, su cálculo relaciona tanto los tipos de parches como la cantidad de parches por clase, con lo cual mide la distribución y abundancia de los parches y permite evaluar el grado de fragmentación y heterogeneidad del paisaje. Cuanto mayores sean sus valores, mayor es el grado de fragmentación y heterogeneidad del paisaje.

Tal y como se muestra en la figura 5.28, ambos índices muestran una alta diversidad y heterogeneidad paisajística, inclusive a una escala media de detalle como la empleada en este estudio, en la que no se han separado los diferentes tipos de cultivos (de secano y de riego) y en la que los pastizales aparecen agrupados con los cultivos. Además, se muestra una tendencia al incremento en esta diversidad y heterogeneidad ya que como observamos, el SDI aumenta de 1.41 en 1957 a 1.57 en el 2001. Y el SEI muestra asimismo un incremento en la

Figura 5.28: Diversidad paisajística de la unidad Cap de Creus



Fuente: Elaboración propia

abundancia y distribución de los parches que conforman el mosaico paisajístico del Cap de Creus; el SEI pasa de 0.68 a 0.76 en 1957 y 2001 respectivamente.

Esto demuestra, que aún cuando el matorral es la cubierta del suelo dominante, la diversidad y heterogeneidad del Cap de Creus es alta, no solo por su composición paisajística sino por la distribución espacial de los parches.

5.4.5. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y LA ESTRUCTURA PAISAJÍSTICA DE LA UNIDAD SALINES - ALBERA

Esta unidad, conjuntamente con la Garrotxa Alt Empordanesa, constituye la zona de montaña, caracterizada por fuertes pendientes, pequeñas mesetas y valles intermontanos. Dentro de esta unidad, se han incluido también las zonas de piedemonte, tierras de transición entre la Plana y la Montaña, localizadas entre los 100 y los 300 metros de altitud. Estos sectores, como se verá a continuación, son los que más contribuyen a diversificar el paisaje de esta unidad. Por el contrario, los sectores con topografías más abruptas presentan una mayor homogeneidad paisajística, dominada por un paisaje vegetal, en el que sobresalen tanto comunidades vegetales mediterráneas (encinar y alcornocal) como co-

comunidades eurosiberianas (hayedos, robledales, abetos), además de bosques mixtos en sitios con mayor influencia de vientos marinos.

Las Salines están separadas de las Alberas por el valle del Llobregat, y desde un punto de vista litológico, también existen diferencias entre ambas formaciones. El macizo de las Salines es de origen intrusivo y predominan las rocas graníticas, mientras que en las Alberas predominan las rocas metamórficas.

A pesar de estas diferencias litológicas, los patrones de fragmentación visualizados en el mapa de usos y cubiertas del suelo, no parecieran ser muy grandes de ahí que se optara por trabajar estos dos sectores de montaña de manera conjunta. A diferencia de la Garrotxa Empordanesa en la que se visualizaban mayores diferencias litológicas, topográficas, así como patrones paisajísticos diferentes.

5.4.5.1. Composición y superficie de los parches según las categorías paisajísticas

De acuerdo con la escala de análisis empleada, se identificaron y cartografiaron 10 clases paisajísticas, una de las cuales, el Pantano de Boadella no existía en 1957. La vegetación arbórea, está compuesta básicamente de bosque natural, aunque también se presentan masas forestales de plantaciones (pinos). El bosque natural que aquí se encuentra pertenece principalmente al dominio mediterráneo, aunque también hay bosques de tipo eurosiberiano en sitios más húmedos arriba de los 800 metros de altitud, donde habitan los hayedos y robledales, las coníferas y los bosques mixtos. El bosque mediterráneo presente en altitudes menores está representado por el encinar y el alcornocal, este último en sitios con suelos poco profundos.

Conjuntamente con la vegetación arbórea, el matorral y el paisaje de ribera, constituyen los principales ecosistemas vegetales de esta unidad. Junto a estos usos y cubiertas del suelo, encontramos un paisaje rural a manera de rompecabezas en el que destacan las praderas y los cultivos y pastizales. Las lagunas presentes, son también un elemento de gran valor cultural y ecológico. El Pantano

de Boadella, un elemento cultural del paisaje, también ha contribuido a la diversidad paisajística de la zona. Los espacios construidos, fundamentalmente pequeños centros poblados, se unen a una importante red vial para dar al paisaje vegetal predominante un sello más cultural.

Las fuertes pendientes (mayores de 20°) y los suelos poco profundos y rocosos, han mantenido un paisaje vegetal dominante, en el que el resto de los usos y cubiertas del suelo son pequeñas piezas dentro de esta matriz paisajística. Matriz que ya era dominante en 1957, cuya superficie alcanzaba el 60% del territorio, dominio que continúa en el 2001 y donde la superficie forestal alcanza el 64 %.

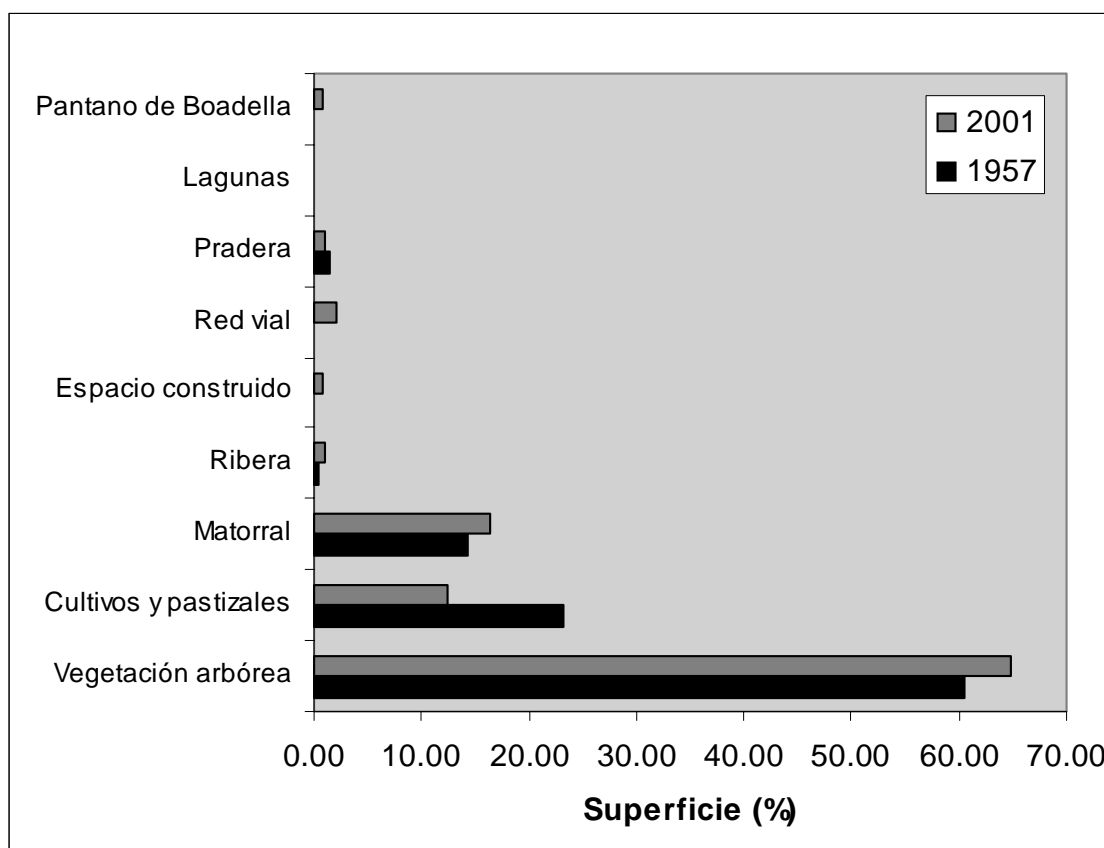
Este incremento del 4% en la superficie de vegetación arbórea es el resultado de dos procesos, por un lado de la dinámica de sucesión natural del matorral a estadios superiores de vegetación. Por un lado, el desarrollo de políticas ambientales de repoblamiento con el objetivo de mantener Las zonas de recarga acuífera presentes en la montaña. Por otro lado el incremento de las plantaciones forestales con fines económicos, especialmente alcornoques y pinos, particularmente en los municipios de Darnius, Macanet de Cabrenys y la Jonquera, donde la industria del corcho ha sido una actividad económica importante.

Los cultivos y pastizales, presentes básicamente en los valles interiores de la Muga, el Llobregat y la Orlina, constituían en 1957 el 23 % (8492ha) de la superficie total de esta zona montañosa. El despoblamiento que ocurre en las zonas de montaña, de toda la región mediterránea en general, durante este período de segunda mitad del siglo XX, provoca el abandono de tierras agrícolas, lo cual se refleja en una disminución de la superficie cultivada, la cual muestra un decrecimiento de casi un 2% de la superficie que había cultivada en 1957.

Muchas de estas tierras son colonizadas por el matorral, de ahí que se observe un incremento en su la superficie, que pasa de 12% en 1957 a 14% en el 2001. Tal y como se observa en el mapa de usos y cubiertas del suelo, las áreas de mayor predominio del matorral se localizan en el sector más oriental del macizo de la Albera, en la cuenca alta de la Orlina (ver mapa de usos y cubiertas del suelo).

Las praderas por el contrario, experimentan, al igual que los cultivos un descenso importante en su superficie, debido igualmente al despoblamiento rural de las zonas de montaña. Su superficie pasa de 1,5 (555,65 ha) a 1,0% (402,36 ha), una reducción mucho menor que la de la Garrotxa de Empordá, probablemente porque los terrenos del macizo de las Salines y las Alberas, de origen granítico y metamórfico, son menos abruptos y más accesibles en comparación con las fuertes pendientes de la Zona de la Garrotxa Alt empordanesa, lo que a permitido un pastoreo estival importante que mantiene o frena el proceso de sucesión vegetal, permitiendo así una relativa estabilidad de estos agroecosistemas. Además, el reconocimiento del valor ecológico y cultural de estos espacios de praderas de alta montaña a partir de la década de los 90, han conllevado no solo al estudio de las praderas mediterráneas, sino a una serie de acciones gubernamentales, a través de leyes y de gestiones administrativas, en la búsqueda de mecanismos de preservación de estos ambientes de altura, que a su vez está ligado con un freno

Figura 5.29: Superficie(%) según clase paisajística, unidad Salines-Alberes 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.20: Transformaciones en las superficies y el número de parches de las diferentes clases de la unidad Salines-Alberes 1957-2001

CLASE	Superficie 1956 (ha)	(%)	Superficie 2001 (ha)	(%)	NUMP56	NUMP01
Vegetación arbórea	22148.55	60.38	23868.80	64.85	199.00	150.00
Cultivos y pastizales	8492.92	23.15	4674.79	12.49	483.00	414.00
Matorral	5216.69	14.22	6146.15	16.42	75.00	125.00
Ribera	167.61	0.46	356.97	0.95	15.00	18.00
Espacio construido	100.78	0.27	287.67	0.77	23.00	46.00
Red vial	88.12	0.24	741.17	1.98	8.00	2.00
Pradera	555.65	1.51	402.36	1.07	13.00	9.00
Lagunas	8.90	0.02	8.90	0.02	4.00	4.00
Pantano de Boadella	0.00	0.00	318.25	0.85	0.00	1.00
Totales	36779.22		36805.05		820.00	769.00

Fuente: Elaboración propia

al despoblamiento local. Estas praderas si bien no son de origen natural, como por ejemplo las praderas eurosiberianas, sino agroecosistemas de origen cultural, su presencia por siglos a conducido a la adaptación de muchas especies de flora y fauna que no se encuentran en otros sitios de la Comarca (Dept Medi Ambient de Catalunya, 2003). De ahí el interés Comunitario, y Autonómico de preservar estos ambientes, los cuales actualmente se encuentran dentro de las áreas PEIN del macizo de las Salines y las Alberas.

A pesar del fuerte despoblamiento que ha caracterizado esta unidad de montaña, los espacios construidos muestran, aunque de manera lenta, un incremento de 0,5% en su superficie, debido básicamente al crecimiento de centros poblados como la Jonquera, y Maçanet de Cabrenys, este último debido al crecimiento de segundas residencias (chalets) en los alrededores de centro urbano. Se debe resaltar asimismo, un proceso de desaparición de masías entre los años 60 y 80. Algunas de estas masías, han sido o reconstruidas o renovadas como proyectos turísticos rurales desde finales de los años 90. Estas transformaciones en infraestructuras puntuales, no han sido posible cuantificar en el presente análisis, debido precisamente al nivel de detalle que se requiere.

Con la construcción del embalse o pantano de Boadella, se inicia un proceso de densificación y conectividad de la red de carreteras en esta zona montañosa de la Comarca. Con el proyecto del embalse se acompaña la creación en los años 60, del tramo de carretera (3,5km) que une Darnius con el embalse. A partir de los años 70, el sector más occidental de esta unidad, o sea el sector de las Salines a partir de la Jonquera, experimenta una mejora en la densidad y conectividad de la red viaria tanto local como internacional.

En 1975 se construye el tramo de la autopista A-7 que va desde Figueres hasta la frontera francesa, pasando por la Jonquera, una vía internacional paralela a la Nacional II. Entre 1985 y 1995 se construye la actual carretera GI-503 que conecta Maçanet de Cabrenys, y por tanto al Alt Empordà en su conjunto, con el valle francés del Vallespir. En 1986 se construye otro tramo de carretera (la GI-505) entre la Vajol y la frontera francesa a través del paso montañoso de Manrella. Todo ello sin mencionar la mejora en el asfaltado una muchas de las carreteras secundarias o pistas forestales locales como el tramo entre la Vajol y Maçanet de Cabrenys en 1998 (Pavón, 2002a).

Estas transformaciones en la densificación y conectividad de las carreteras, se aprecia en el incremento en superficie total (un 0,5 %) que muestra la red vial en el presente estudio, cuya superficie pasa del 0, 24% (88,12 ha) en 1957 a 1,98% (741,17ha) en el 2001. Este incremento en la superficial y densidad de la red de carreteras, si bien es una necesidad desde el punto de vista del desarrollo económico y social, intensifica los efectos de fragmentación del paisaje vegetal de montaña, y sus posibles efectos ecológicos, por ejemplo fragmentación de hábitats, y aparición barreras a las especies. Efectos que solo podrán ser cuantificados a través de estudios específicos de las especies animales que habitan estos bosques eurosiberianos y mediterráneos.

5.4.5.2. Transformaciones en el tamaño medio (TM) de los parches

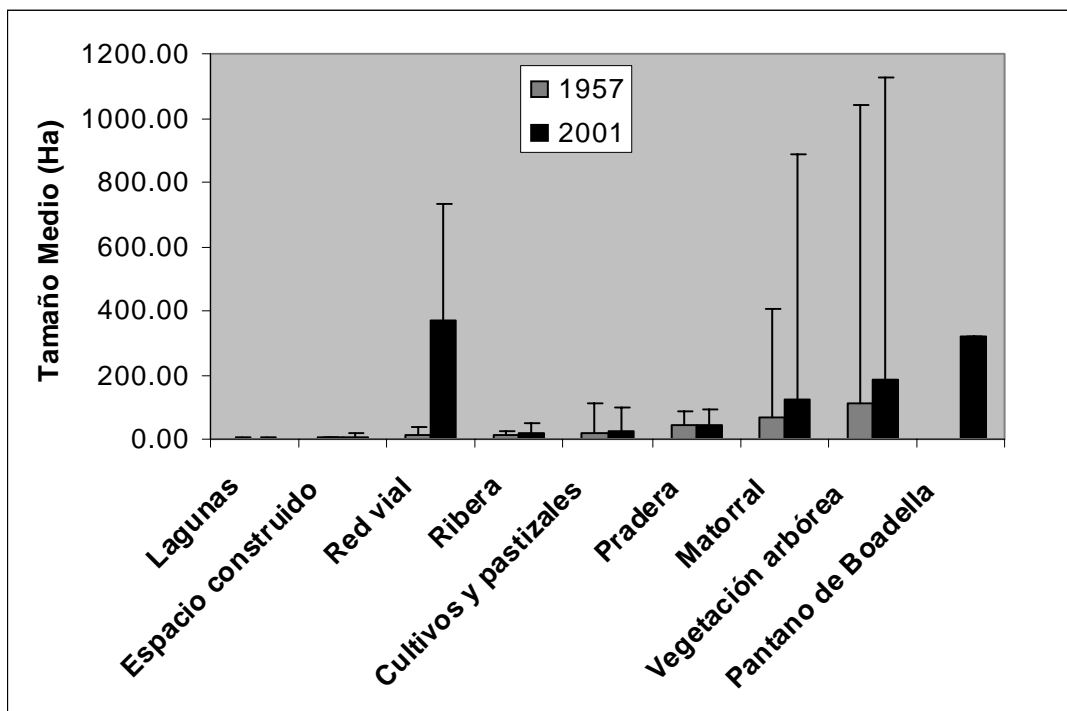
La tabla 5.21 y la figura.5.30., resumen las transformaciones ocurridas en el tamaño medio (TM) de los parches de una de las clases que componen el mosaico paisajístico de esta unidad de montaña en esta segunda mitad del siglo XX. Los parches de vegetación arbórea no solo exhiben los tamaños medios más altos desde 1957 hasta el 2001 (111 ha y 182 ha respectivamente), sino también sus

covarianzas, mostrando así la presencia de parches extraordinariamente extensos, que casi llegan a alcanzar 1200 ha. La mediana muestra sin embargo que el 50% de los parches de vegetación arbórea son menores de 3 ha. Observando la evolución de su tamaño medio, se puede apreciar que si bien este tiende a aumentar en aproximadamente 71 ha, su coeficiente de variación tiende a disminuir, lo que significa que parches pequeños de vegetación arbórea se han conectado con otros, debido a un proceso de sucesión natural de la vegetación en el que el matorral pasa a formar bosques o también por un proceso de repoblamiento o de incremento de las plantaciones forestales, en sitios de montaña cercanos a poblaciones como Darnius o la Jonquera con actividades económicas extractivas importantes para la industria del corcho o de madera para papel, construcción, etc.

La superficie de cultivos y pastizales, como se ha señalado anteriormente, ha tendido a disminuir, sin embargo, el tamaño medio de sus parches se ha incrementado, pasando de una media de 17 ha en 1957 a 21 ha en el 2001, lo que indica menos parches pero de mayor tamaño; es decir una tendencia a la reducción en la fragmentación de los cultivos y pastizales acompañada de una intensificación agrícola. Muchos parches pequeños que existían en 1957 han ido cambiando de uso, a categorías como el matorral, espacios construidos, el embalse de Boadella, o masas forestales de plantación, básicamente, sobre todo aquellas parcelas formando parches pequeños ubicados en laderas poco fértiles que han tenido que ser abandonadas por su poca rentabilidad económica, dando paso al matorral.

Este proceso de cambios de uso y cubierta del suelo es más evidente en el sector del macizo de las Salinas, entre la Jonquera, la Vajol y Maçanet de Cabrenys, así como en un sector de las Alberas, al norte de Cantallops. En el resto del territorio, particularmente entre Agullana, Cantallops, Capmany, Sant Climent Sescebes, y Espolla, los cultivos se mantienen con tamaños y superficies similares y se encuentran formando parches más continuos, separados únicamente por carreteras, rieras o algunos pequeños parches de matorral, conformando así un núcleo tradicionalmente agropecuario localizado en una zona de piedemonte a lo largo de valles como el Llobregat y la Orlina (Ver mapa de usos y cubiertas del suelo 1957 y 2001)

Figura 5.30: Tamaño medio de los parches (TMP) según clase paisajística, unidad Salines-Albera 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.21: Tamaño medio, desviación estándar, covarianza y mediana de los parches, unidad Salines-Alberes 1957-2001

CLASE	TM 1957	PSSD 57	PSCOV 57	MEDPS 57
Lagunas	2.22	1.19	53.39	1.44
Espacio construido	4.38	3.88	88.59	2.74
Red vial	11.02	25.89	235.06	1.23
Ribera	11.17	11.58	103.61	6.68
Cultivos y pastizales	17.17	93.59	545.11	2.07
Pradera	42.74	45.39	106.18	25.59
Matorral	69.56	336.45	483.72	8.65
Vegetación arbórea	111.80	929.12	831.05	2.54
CLASE	TM 2001	PSSD 01	PSCOV 01	MEDPS 2001
Lagunas	2.22	1.19	53.35	1.44
Espacio construido	6.25	10.78	172.30	1.53
Red vial	370.59	361.57	97.57	9.01
Ribera	19.83	28.32	142.79	9.78
Cultivos y pastizales	21.71	77.55	357.13	3.08
Pradera	44.71	50.61	113.21	25.23
Matorral	125.82	758.37	602.73	5.16
Vegetación arbórea	182.43	944.26	517.61	2.83
Pantano de Boadella	318.25	0.00	0.00	318.25

Fuente: Elaboración propia

En 1957, el 50 % de los parches conformados por tamaños menores a 2 hectáreas en 1957, aumentó a 3ha en el 2001, contribuyendo así a mantener esa heterogeneidad paisajística característica de los tradicionales paisajes agrarios de montaña adaptados al medio natural, ricos en especies animales. En contraposición a la práctica agrícola intensiva que se desarrolla en la Plana y que según el informe del estado de medio ambiente en Catalunya del 2003, ha contribuido a reducir las poblaciones de aves que necesitan de espacios más naturales para nidificar, como la perdiz (*Perdix perdix* y *Alectoris rufa*).

El matorral, la tercera clase en cuanto a superficie cubierta, es la segunda, después de la vegetación arbórea, respecto al tamaño medio de sus parches que se incrementan de 69 ha en 1957 a 125 ha en el 2001. La sola presencia de matorral, en sitios donde la vegetación potencial es el bosque, indica que estos parches fueron alguna vez cultivos y pastizales, con lo que se deduce que ya en la primera parte del siglo XX existía un fuerte proceso de abandono de estos usos agropecuarios en zonas de montaña. (Ver tabla 5.21y figura 5.30)

Este incremento superficial en superficie total, así como el incremento en el tamaño medio de los parches, supone a largo plazo un estado avanzado de sucesión hacia un estadio de vegetación superior, el bosque, y por tanto un avance ecológico y ambiental cualitativo. Sin embargo, a corto plazo este proceso de matorralización es inestable por cuanto puede avanzar pero también retroceder ya que constituye una excelente biomasa para el inicio y propagación de los incendios forestales; después del incendio el proceso de sucesión vuelve a su estado inicial. Para apalear esta situación, algunas de las medidas ambientales que se han realizado son los repoblamientos con pinos, una especie difícil de incendiar por la dureza de su madera y cuya estructura permite el crecimiento del matorral en su interior. Este parece ser el caso de los repoblamientos que se hicieron en Agullana y Darnius (Pavón, 2002a). En el sector oriental de la Albera se encuentran las mayores superficies de matorral, así como los mayores tamaños del matorral (ver mapa de usos y cubiertas del suelo).

Este proceso de expansión del matorral también se hace evidente a través de la mediana, que muestra como el 50% de los parches pasa de 8 ha a 5 ha, lo que significa que algunos parches menores o iguales a 5 ha han sido colonizados por

el matorral, probablemente tierras anteriormente cultivadas o bajo una actividad ganadera.

Si bien la superficie de las praderas se reduce, el tamaño medio de sus parches se mantiene bastante estable (42 ha y 44 ha en 1957 y en el 2001 respectivamente), igualmente sus covarianzas que se mantienen alrededor de 25 ha, Mientras que el número de parches desciende de 13 que habían en 1957 a 9 en el 2001. Estos datos combinados con el mapa de usos y cubiertas del suelo, indican que lo que ha ocurrido es que aquellos parches pequeños han cambiado de uso, sobre todo a matorral, y de este a bosque. O inclusive, algunos parches de menor tamaño se unieron, probablemente a principios de los 60, sobre todo en las Salines, incrementando así su tamaño medio.

Los espacios construidos, no solo experimentan un incremento en la superficie total, sino también un leve incremento en sus tamaños medios. Los tamaños medios pasan de 4 ha, con una covarianza de 88 ha, en 1957 a 6 ha, con una covarianza de 172 ha, en el 2001. Asimismo una mediana que desciende de 2,7 ha a 1,5 ha. Indicando así que unos poblados han crecido más que otros, de manera que si bien en el 2001 el 50 % de estos poblados tenían tamaños iguales o menores a 1,5 ha, habían también poblados como Darnius, la Jonquera o Agullana que habían logrado alcanzar tamaños significativos. El hecho de que la mitad de estos espacios mantengan tamaños pequeños y medianos, es importante porque mantienen un paisaje rural tradicional en el que se combinan los asentamientos, con los cultivos, las plantaciones forestales, y el bosque.

5.4.5.3. Patrón espacial de los parches según clase paisajística

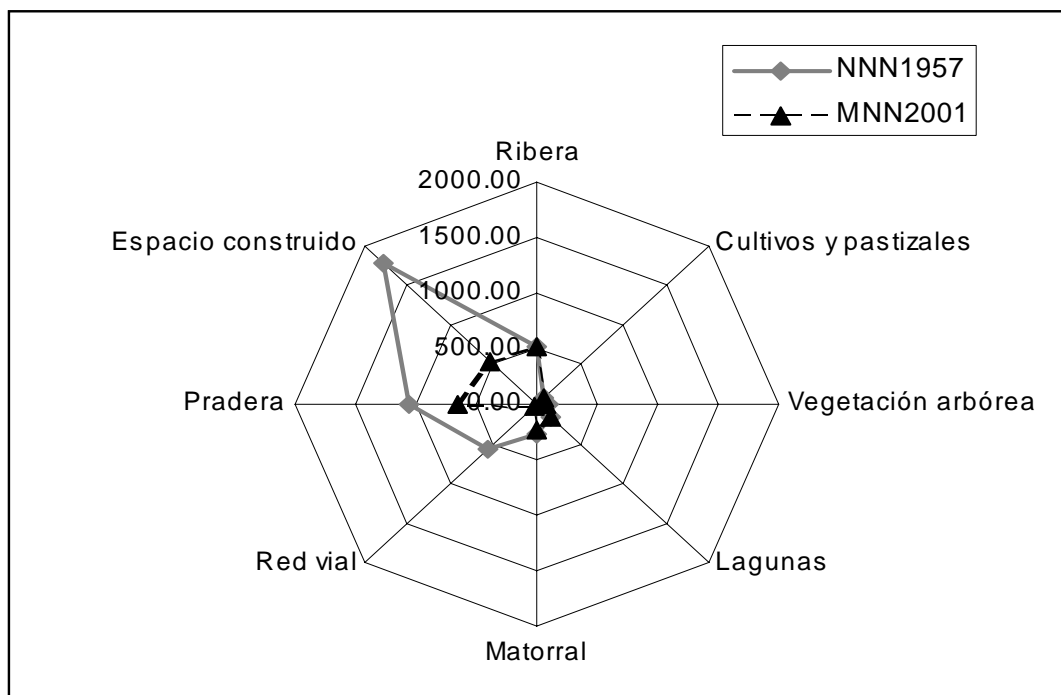
Los valores del índice del vecino más cercano (MNN) (Figura 5.31) muestran los distintos arreglos espaciales de las 9 clases paisajísticas identificadas. Resulta interesante observar una característica común en prácticamente todas las categorías, la tendencia de los parches tipo a formar grupos, a concentrarse, a conectarse. Los cultivos y pastizales, que ya en 1957 constituían el grupo de parches con distancias medias más cortas entre sí (81m), tienden a contraerse aún más y en el 2001 sus distancias medias se reducen a 78 m, conformando grupos a lo largo de los valles y piedemontes en una franja que va desde Darnius, pasando por Agullana, hasta Espolla. Un territorio suficientemente extenso para

que el índice de adyacencia muestre una amplia cobertura territorial (53) que se mantiene en ambos años, lo que demuestra la relativa estabilidad paisajística de este sector, y del papel que han jugado las actividades económicas de estos pueblos rurales en la preservación de sus paisajes agrícolas, pecuarios y forestales, y que recientemente están jugando las actividades de un turismo rural de interior dirigido a promocionar la naturaleza y su patrimonio agroecológico e histórico.

La vegetación arbórea, la cual constituía ya en 1957 un paisaje vegetal homogéneo en los macizos de las Salines y las Alberas, muestra a través de los valores altos del IJI y el NNN, su tendencia a expandirse de manera conjunta por todo el territorio. Esto se explica por unos valores bajos del NNN en 1957 (94 metros) los cuales han tendido a disminuir aún más hasta llegar a 78 metros en promedio en el 2001. El índice de adyacencia (IJI) se incrementa de 51% a 64 %, es decir que la vegetación aumenta en número de parches y en superficie cubierta. En resumen, la vegetación arbórea se ha expandido por más de la mitad del territorio formando grupos homogéneos en toda la zona que hoy corresponde a los Parajes de Interés Natural de las Salines y las Alberas. Este proceso se da en gran parte de las laderas de los alrededores del Pantano de Boadella, en las nacientes de la Muga y una franja amplia al oeste y norte de la Jonquera que conecta las dos áreas PEIN, así como en una gran extensión al sur de las Alberas.

En el caso del matorral, los parches muestran también una tendencia a agruparse. El NNN disminuye de 264m en 1957 a 239 m en el 2001, debido al proceso mismo de sucesión natural en parches contiguos, parches que anteriormente se hallaban bajo cultivos. La sucesión natural ha permitido así una conexión física importante una vez alcanzado un estadio más avanzado en la vegetación arbustiva. Los tamaños menores de estos parches respecto a los del bosque, hacen que el matorral no constituya una sola mancha vegetal a pesar de que su IJI (53 en promedio para todo el período) muestra la presencia del matorral en prácticamente todo el territorio. Sin embargo, como se aprecia el mapa de usos y cubiertas del suelo, los parches más grandes y contiguos se localizan en el sector más oriental de la Albera, al norte de Rabós y Espolla.

Figura 5.31: Índice del Vecino más Cercano (MNN) según unidad paisajística, Salines-Albera 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.22: Índices del Vecino más Cercano (MNN) y de adyacencia (IJI), unidad Salines-Albera 1957-2001

CLASE	MNN 19 57	MNN 2001	IJI 19 57	IJI 2001
Ribera	522.10	521.68	49.64	57.19
Cultivos y pastizales	81.41	78.60	53.24	53.24
Vegetación arbórea	94.20	78.09	51.52	64.13
Lagunas	179.10	178.85	18.14	18.16
Matorral	264.20	239.05	52.00	55.18
Red vial	551.61	34.40	41.87	53.32
Pradera	1050.15	648.24	28.10	19.35
Espacio construido	1786.80	539.51	43.37	66.14
Pantano de Boadella				0.35

Fuente: Elaboración propia

Las praderas están ubicadas en los niveles culminantes de las sierras pirenaicas, y cuyo origen está directamente vinculado con el pastoreo, las quemadas controladas y la tramontana. A pesar de esta localización particular, las distancias promedio entre parche y parche son altas comparadas con el resto de las clases. El NNN, muestran que aún cuando las praderas forman un grupo diferenciado localizado a lo largo de las divisorias de agua, estos parches están relativamente aislados unos de otros, ya que como se puede apreciar en la figura 5.31 y la tabla 5.22, en 1957 el NNN alcanzaba 1050 metros. Posteriormente, debido probablemente a la unión de algunos parches y a la desaparición de algunas praderas, parches quizá más pequeños y distantes, ocurre un reagrupamiento que se traduce en una reducción del NNN, el cual desciende a una distancia promedio de 648 metros entre parche y parche. El IJI pasa de 28% a 19% evidenciando por un lado la poca representación espacial de estos parches, así como su tendencia a la concentración, al aislamiento y la pérdida de superficie.

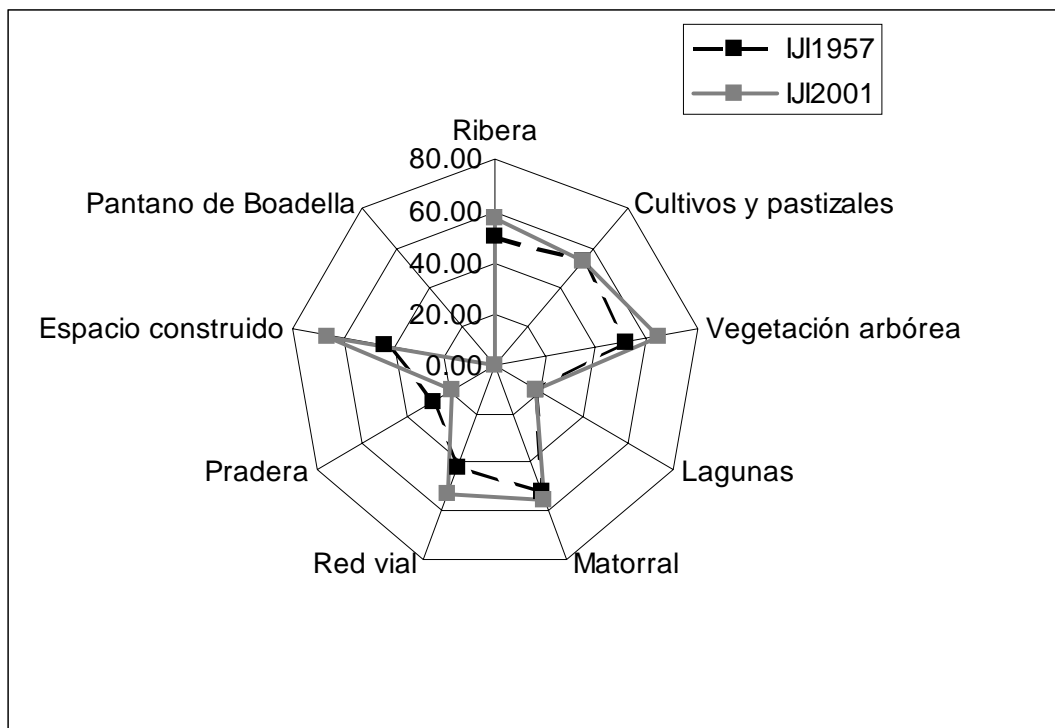
Unos valores del NNN que pasan de 1786 metros en 1957 a 539 metros en promedio para los espacios construidos, son un indicativo de la tendencia progresiva de estos parches al agrupamiento. Las distancias entre parches tienden a acortarse debido al crecimiento natural de los centros poblados, así como al surgimiento de residenciales (segundas residencias) en los alrededores de los núcleos urbanos que históricamente han existido en este territorio. Esta expansión territorial, se refleja en un aumento del IJI que pasa de 43 en 1957 a 66 en el año 2001.

En el caso de las carreteras, además de la superficie total, el otro indicador que aporta información es el IJI, que en este caso confirma el proceso de conexión y cobertura territorial que era ya bueno en 1957 (43) pero que se mejora grandemente después de los años 70 alcanzando un IJI de 66 en el 2001.

5.4.5.4. Cambios en la forma de los parches

La figura 5.33 y la tabla 5.23, muestran los valores fractales de las distintas clases paisajísticas, así como las transformaciones o bien la estabilidad en las formas de los parches.

Figura 5.32: Cambios en el Índice de Adyacencia (IJI), unidad Salinas-Albera



Fuente: Elaboración propia

Las formas más simples, con valores fractales de 1,28, las presentan las lagunas, pequeños humedales de montaña, de los cuales dos de ellos, los Estanys de la Jonquera, son áreas PEIN. Sus formas son por naturaleza redondeada, aunque también deben haber sido modificadas por la actividad agropecuaria desarrollada históricamente desarrollada en sus alrededores.

Con dimensiones fractales mayores se encuentran los espacios construidos, cuyas dimensiones fractales, 1,30 y 1,31 en 1957 y 2001 respectivamente, permanecen muy similares durante ambos años, lo que evidencia la poca transformación que han sufrido las formas de estas estructuras culturales.

El matorral, las praderas, los cultivos y pastizales y la vegetación arbórea exhiben todos valores fractales muy similares, entre 1,33 y 1,36. En el caso de las 3 primeras clases, sus valores bajos son entendibles debido a que sus formas están condicionadas por la actividad agraria, que tiende a diseñar parcelas con perímetros regulares, de formas cuadradas o rectangulares, aún cuando se localicen a lo largo de valles. En el caso de la vegetación arbórea, las dimensiones fractales

bajas de dan debido a las fuertes intervenciones humanas que han tenido estos bosques a través de su historia pasada y reciente, como es el caso de las plantaciones y repoblaciones que suelen tener perímetros más regulares, formas que parecen tender a hacerse más regulares (la dimensión pasa de 1,36 a 1,33) debido probablemente al proceso de homogeneización por el que están pasando estos paisajes vegetales de montaña. Aún así, un análisis a escala de mayor detalle podría resultar en unos fractales más altos.

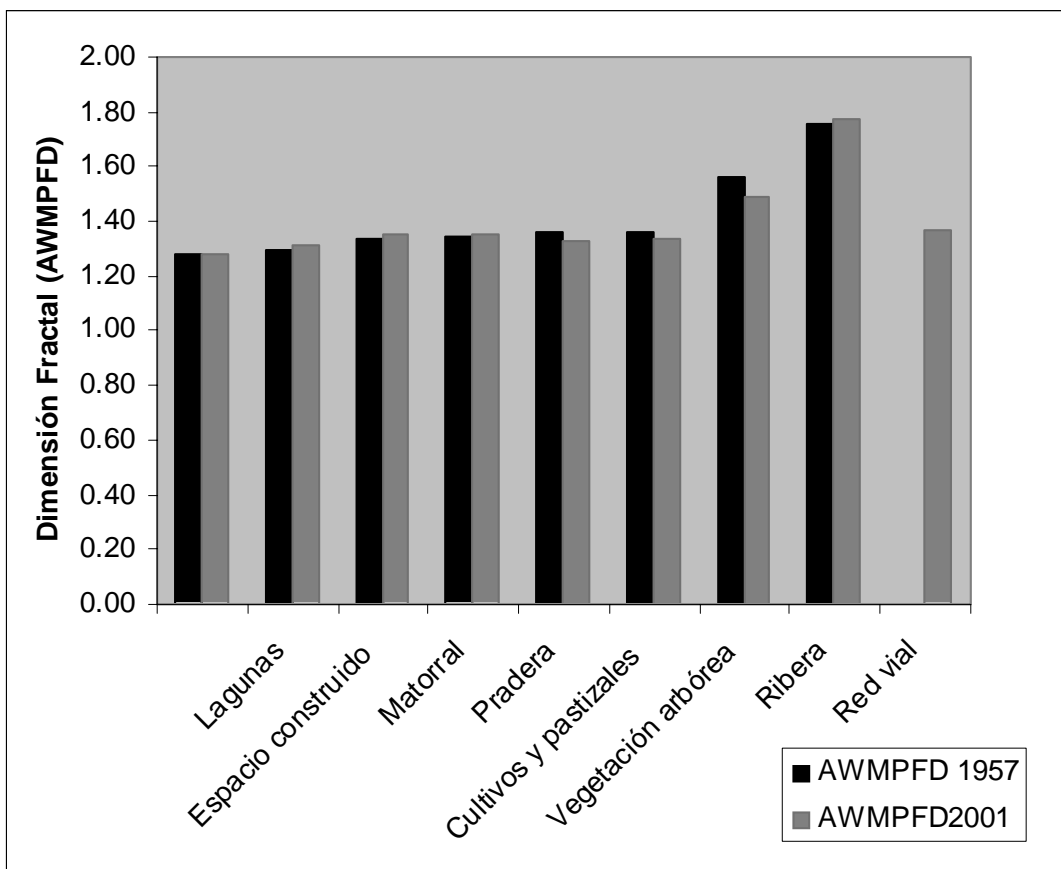
Las redes tanto naturales como artificiales, exhiben, al igual que en todas las unidades de paisaje anteriormente analizadas, los fractales más altos. Mientras que la ribera muestra una tendencia a la pérdida de complejidad; sus fractales pasan de 1,56 a 1,49. Situación que podría obedecer a los efectos in situ del embalse, pero también en los efectos aguas abajo, ya que un menor caudal repercute en una menor fuerza hidráulica, y por tanto el proceso de erosión, transporte y acumulación de sedimentos en los valles se ve reducida tendiendo los cauces a perder irregularidad. Por otro lado las repoblaciones a orillas de los ríos suelen tener formas más regulares. Contrariamente, la red vial parece tender a incrementar su irregularidad (1,75 y 1,78 en 1957 y el 2001 respectivamente)

5.4.5.5. Heterogeneidad y diversidad paisajística de la Unidad Salines-Albera

El índice de diversidad de Shannon (SDI) aumenta conforme aumenta el número de usos o cubiertas del suelo o clases paisajísticas. La unidad Salines - Albera, exhiben una diversidad media que se ha incrementado entre 1957 (1,44) y el 2001 (1,51) debido claro está a la creación de un nuevo elemento paisajístico, el pantano de Boadella. Un elemento controversial desde todo punto de vista, que ha beneficiado unos procesos hidrológicos, agronómicos, económicos, etc., en detrimento de otros, cuyos efectos aún no parecen haber sido cuantificados. En todo caso, desde el punto de vista paisajístico, el embalse ha contribuido a incrementar la heterogeneidad del paisaje, al menos en este sector..

Transformaciones en superficies, tamaños, formas y arreglos espaciales producen cambios al interior de cada clase; unos parches se pierden y otros se ganan, y otros permanecen igual. Sin embargo, el balance general, a nivel de toda la unidad, muestra un equilibrio paisajístico medido a través del índice de

Figura 5.33: Dimensión fractal (AWMPFD) de las distintas clases paisajísticas, unidad Salines-Albera 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

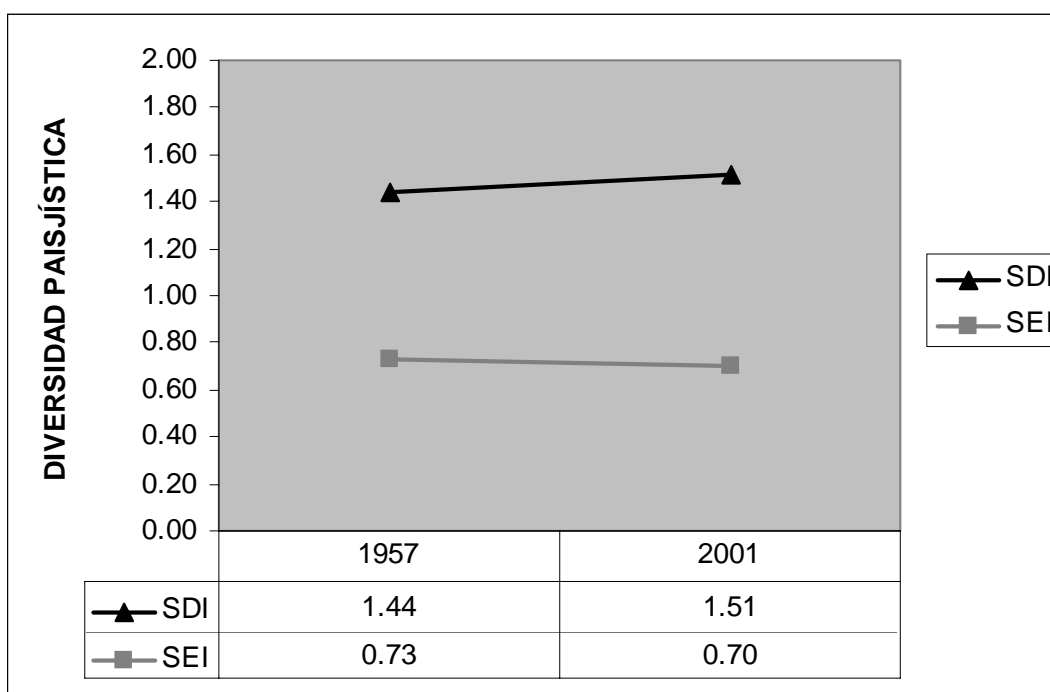
Tabla 5.23: Dimensión fractal de las distintas clases paisajísticas, unidad Salinas-Albera 1957-2001

CLASE	AWMPFD 1957	AWMPFD 2001
Lagunas	1.28	1.28
Espacio construido	1.30	1.31
Matorral	1.34	1.35
Pradera	1.34	1.35
Cultivos y pastizales	1.36	1.32
Vegetación arbórea	1.36	1.33
Ribera	1.56	1.49
Red vial	1.75	1.78
Pantano de Boadella		1.36

Fuente: Elaboración propia

abundancia de Shannon (SEI) el cual es alto, indicando una gran diversidad paisajística en cuanto a composición y tamaños de los parches, y prácticamente se mantiene en ambos años (0,70) . En otras palabras, si bien el paisaje vegetal compuesto por la vegetación arbórea, domina el paisaje, los cultivos y el resto de clases siguen aportando una gran diversidad paisajística (ver figura 5.34)

Figura 5.34: Índice de diversidad de Shannon (SDI) e índice de distribución y abundancia de Shannon (SEI), Salines-Albera 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

5.4.6. Transformaciones en la composición y estructura del mosaico paisajístico de la Garrotxa altoampurdanesa.

Esta unidad paisajística es una unidad típica de la alta montaña mediterránea, caracterizada por un clima de altura y una topografía escarpada modelada a partir de rocas sedimentarias carbonatadas. Con alturas que oscilan entre los

100 y los 1165 m de altitud comprende básicamente la parte alta y media de la Cuenca de la Muga.

Entre los 100 y los 300 metros, el relieve es más bien ondulado, esta franja de territorio se incluyó ya que litológicamente su origen es similar al resto de la unidad.

La vegetación potencial de este territorio pertenece a dos dominios regidos por las condiciones climáticas. El encinar característico de sitios más húmedos y suelos más profundos, en contraste con el alcornocal que se desarrolla en sitios cuyos suelos son menos profundos y más rocosos. En las sierras de Grillera, caracterizadas por fuertes vientos, se encuentran raras especies mediterráneas como la *Erinacea anthyllis* y la *Euphorbia duvalii* (Pintó, 2001).

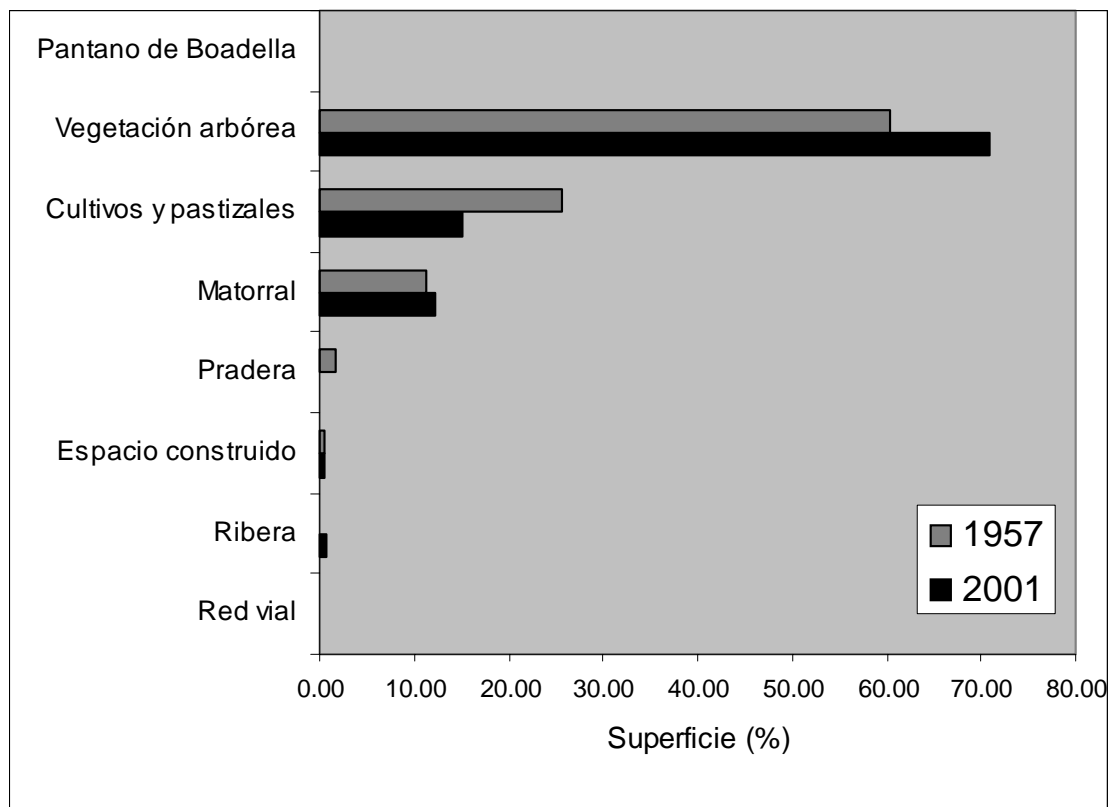
El otro dominio potencial pertenece a la vegetación eurosiberiana, un clima de mayores altitudes y más lluvioso en el que los hayedos son los bosques más representativos de esta región biogeográfica.

5.4.6.1. Composición, superficie, cantidad y tamaño de parches

Tal y como se refleja en la tabla 5.24 y la figura 5.35, esta unidad presentaba ya en 1957 un claro predominio de la vegetación arbórea, superficie que ha tendido a aumentar en la segunda mitad del siglo XX, pasando del 60 % (17016 ha) en 1957 a aproximadamente 71% (19965 ha) en el 2001. Asimismo la disminución en el número de parches muestra una tendencia a la homogeneización del paisaje (el número de parches pasa de 130 en 1957 a 81 en el 2001, sobre todo en el sector de mayores pendientes comprendido entre el Pantano de Boadella y la divisoria de aguas de la Muga).

Por el contrario, los cultivos y las praderas, muestran una reducción amplia en sus superficies así como en el número de parches. Los cultivos pasan de un 26 % (7249 ha) de la superficie total en 1957 a 15 % (4256 ha) en el 2001, es decir la superficie se reduce a poca más de la mitad. Esta disminución en el área cultivada debido al abandono de cultivos favorece la ocupación espontánea del matorral, o incluso la plantación de especies forestales.

Figura 5.35: Superficie (%) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.24: Cambios en la superficie de las clases paisajísticas de la unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001

CLASE	Superficie 19 57		Superficie 2001	
	(ha)	%	(ha)	%
Red vial	70.19	0.25	81.75	0.29
Ribera	89.61	0.32	201.53	0.71
Espacio construido	116.50	0.41	155.62	0.55
Pradera	464.54	1.65	11.88	0.04
Matorral	3179.39	11.28	3433.44	12.18
Cultivos y pastizales	7249.56	25.72	4256.14	15.10
Vegetación arbórea	17016.06	60.37	19965.83	70.83
Pantano de Boadella	0.00	0.00	82.02	0.29
Total	28185.86	100.00	28188.19	100.00

Fuente: Elaboración propia

En el caso de las praderas, estas si bien conformaban únicamente 4 parches, su extensión alcanzaba en 1957 el 1.65% (464 ha), una superficie considerable para este tipo de agroecosistema. Sin embargo, su superficie logró reducirse a tal punto que en el 2001 apenas quedaban dos pequeños parches de bosque que representaban apenas 0.04% (11.88 ha).

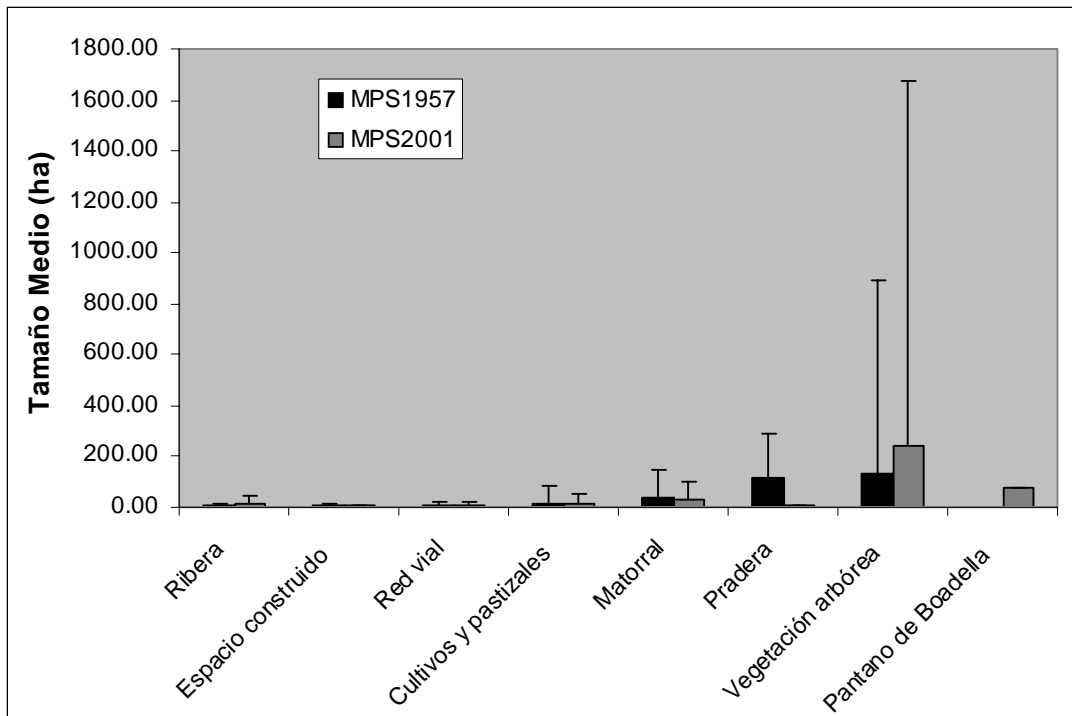
En el caso del matorral, la superficie total (aproximadamente 33000 ha) ha tendido a mantenerse (entre 11 y 12%) durante este período de análisis. Debido sobre todo a que muchos cultivos fueron abandonados y ocupados por el matorral, al tiempo que este evolucionaba a estadios superiores de vegetación, o era sustituido por plantaciones forestales.

Los espacios construidos, si bien muestran una tendencia al crecimiento, este incremento es muy bajo, pasando de 0.41% (116.5 ha) que representaban en 1957 a 0.55% (155.6 ha) en el 2001. Lo cual no es de extrañar debido a la crisis de la agricultura de montaña y al gran despoblamiento que han sufrido los espacios rurales de alta montaña.

Cuando en la estructura de un paisaje existen unos pocos parches que cubren casi la totalidad de la superficie de una cubierta de suelo, como es el caso de la vegetación arbórea en la Garrotxa de Empordà, el tamaño medio hace perder el sentido de homogeneidad o heterogeneidad que tiene el paisaje. Y por tanto, más importante que el tamaño medio es la desviación estándar, que como se aprecia en la Figura 5.36, en 1957 esta es casi 6 veces mayor (581) que el tamaño medio (130 ha) que tenían los parches, lo que quiere decir que existían parches de casi 1000 ha. En el 2001, aunque ocurre un aumento en el tamaño medio (246 ha), la desviación estándar se incrementa aun más (1431 ha), lo que significa que algunos parches alcanzaban tamaños de hasta casi 1800 ha. Los coeficientes de variación (Cov) muestran que ambas tendencias se mantienen. (ver tabla 5.25 y figura 5.36)

Estas desviaciones tan altas en los tamaños medios de la vegetación arbórea, conjuntamente con el hecho de que esta cubre en el entre el 60 y el 70 % durante todo el período, demuestra el predominio espacial de una matriz forestal, en el que los parches de cultivos, matorral, etc, son pequeñas piezas de este mosaico. Además, el 50 % de parches de vegetación arbórea presentan tamaños peque-

Figura 5.36: Tamaño medio de los parches (TMP), unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.25: Tamaño medio, covarianza y desviación estándar de los parches de la unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001

CLASE	MPS 1956	PSCOV	PSSD	MPS 2001	PSCOV	PSSD	MEDPS 1956	MEDPS 2001
Ribera	5.27	190.68	10.05	12.60	283.78	35.74	1.55	3.65
Espacio construido	4.10	128.32	6.80	4.40	159.22	6.52	3.02	3.14
Red vial	7.02	246.09	17.27	6.31	254.17	16.04	1.50	1.86
Cultivos y pastizales	17.26	410.30	70.82	13.34	324.80	43.34	2.36	2.29
Matorral	36.54	298.44	109.06	28.85	257.97	74.43	5.16	4.48
Pradera	116.14	151.54	175.99	5.94	43.55	2.59	15.86	3.35
Vegetación arbórea	130.89	581.16	760.69	246.49	580.56	1431.03	2.45	2.09
Pantano de Boadella				81.75	0.00	0.00		81.75

Fuente: Elaboración propia

ños de 2 ha en promedio, básicamente localizados entre Figueres y Boadella de Empordà, en terrenos más bien intermedios entre la Plana y la Montaña, en donde los cultivos cubren aún un área importante.

En el 2001, el matorral constituía la clase paisajística con los segundo mayores tamaños medios de los parches (28.8 ha), las desviaciones estándar aún cuando son altas (casi 3 veces mayores que el TM) no exhiben tamaños tan extraordinariamente grandes como los de la vegetación arbórea, aún así los parches pueden alcanzar hasta 200 ha. El 50 % de los parches tenían tamaños iguales o inferiores a 4,5 ha, la mayoría corresponden a superficies que antes fueron ocupadas por cultivos distribuidos en casi todo el territorio (mapa de usos y cubiertas).

En 1957, las praderas exhibían tamaños medios (116 ha) mayores, con unas desviaciones estándares (175 ha) que muestra la existencia de unos parches de más de 300 ha. Los matorrales apenas alcanzaban un tamaño medio de 36,5 ha con unas desviaciones estándar de más de 100 ha, o sea que habían parches de matorral de casi 140 ha y una mediana de 5 ha. Las praderas, por este retroceso que experimentan, no solo reducen su área total sino el número y el tamaño medio de sus parches, con lo que en 2001 apenas alcanzaban 4 parches para un tamaño promedio de aproximadamente 6 ha, con un parche máximo de apenas unas 9 ha.

Los cultivos y pastizales que aún se mantienen presentes en este territorio montañoso constituyen el tercer grupo respecto al tamaño medio de sus parches. Tamaño medio que también experimenta un retroceso pues se pasa de 17 hectáreas en 1957 a 13 hectáreas en el 2001, reducción que también ocurre en las desviaciones estándares respectivas que pasan de 70 a 43 hectáreas lo que significa que parches con tamaños superiores a 60 hectáreas ya no se encuentran en el 2001, ya que estos se han fragmentado debido al abandono de muchas de estas tierras agrícolas.

Los parches que conforman el paisaje de ribera tienden durante este período de estudio a incrementar sus tamaños medios, pasando de 5 a 10 hectáreas, las desviaciones estándares muestran, junto con los coeficientes de variación, un incremento en la variabilidad o heterogeneidad de los tamaños, en donde los

parches de mayores tamaños en el 2001 alcanzan hasta 46 ha. El 50% de los parches tienen tamaños iguales o inferiores a 3 hectáreas, una hectárea más que en 1957.

Los espacios construidos si bien como hemos visto anteriormente, han incrementado su superficie, sus tamaños medios se mantienen prácticamente en 4 hectáreas, con una desviación estándar de alrededor de 6.5 ha, lo que muestra la estabilidad de estos espacios construidos, que en esta caso corresponden prácticamente a los centros poblados de estos espacios rurales de montaña.

5.4.6.2. Patrón espacial de los parches según clase paisajística

Los resultados del índice del vecino más cercano (NNN) muestran una clara conectividad de dos clases paisajísticas, los parches de vegetación arbórea y los cultivos/pastizales. Como se observa en el mapa de usos y cubiertas del suelo de ambos años, los cultivos y pastizales se localizan mayormente en la parte sur de la unidad, en las estribaciones de las sierras, así como en los valles de interior, principalmente en Boadella d'Empordà y Sant Llorenç de la Muga, donde los suelos son más fértiles. El paisaje forestal está mayormente agrupado en el sector norte de la unidad.

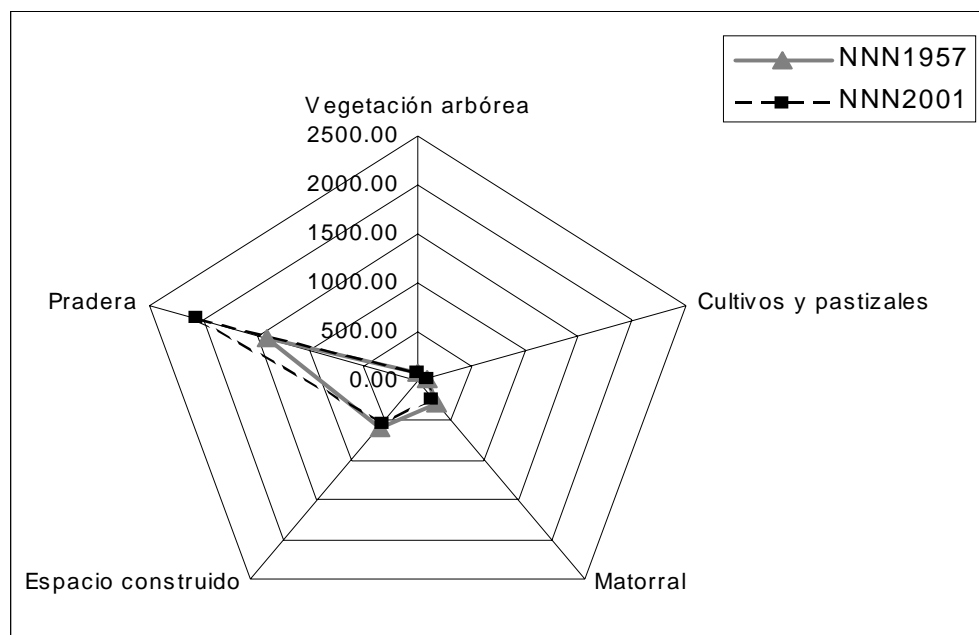
Este agrupamiento espacial es reforzado por los resultados del IJI, el cual muestra valores superiores a 50% de abundancia y distribución territorial en ambos años. El restante 50% de los parches de ambas categorías esta disperso por el territorio a manera de pequeños y medianos parches de bosques y de cultivos. Sin embargo, en el caso de la vegetación arbórea, esta dispersión en los parches pequeños ha tendido, en esta segunda mitad del siglo XX, a reducirse. Así lo demuestra la disminución en el IJI de la vegetación arbórea que pasa de 54% en 1957 a 60% en el 2001. Curiosamente, y a pesar del abandono de tierras agropecuarias que experimenta la zona, la dispersión de los parches de cultivos parece mantenerse hasta el 2001. (ver tabla 5.26 y figuras 5.37;5.38)

En el caso del matorral se nota una clara dispersión (MNN 288 y 230 en 1957 y 2001 respectivamente) de los parches por todo el territorio desde 1957, dispersión que como podemos apreciar tiende a reducirse con el tiempo (el IJI

pasa de 52 a 49), es decir que el matorral a tendido a formar grupos cuyos parches están menos distantes entre sí y menos distribuidos en el territorio, lo cual obedece a un proceso de regeneración natural de parches de cultivos y de praderas que han sido abandonados en sectores de alta montaña, lo cual se deduce por la forma y el tamaño que han adquirido los parches de matorral en estos sectores (mapa de usos y cubiertas del 2001).

En el caso de las praderas, la situación resulta muy particular. Su localización en las zonas culminantes de la montaña se da por una combinación de factores naturales y culturales. Esta situación de agrupamiento espacial se refleja en unos valores bajos, menores de 40% del índice de adyacencia (IJI). Agrupamiento que

Figura 5.37: Índice del Vecino más Cercano (NNN) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001



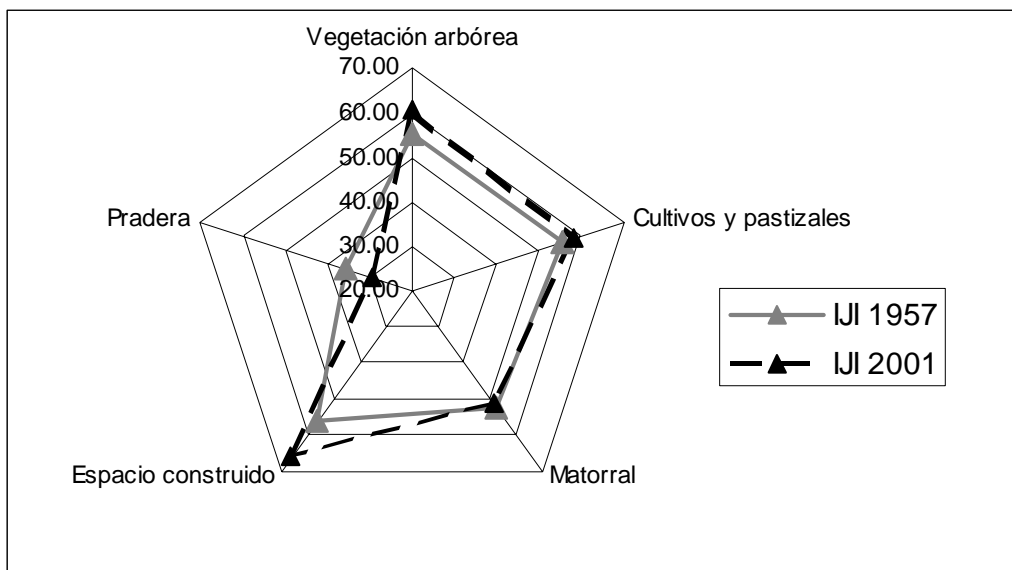
Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.26: Valores del Índice del Vecino más Cercano (NNN) y el Índice de Adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà

CLASE	MNN 19 57	MNN 2001	IJI 19 57	IJI 2001
Vegetación arbórea	82.42	81.53	54.90	60.58
Cultivos y pastizales	88.15	82.35	55.50	58.10
Matorral	288.46	230.51	52.08	51.07
Espacio construido	581.33	532.61	56.17	65.90
Pradera	1387.38	2058.10	35.86	29.29

Fuente: Elaboración propia

Figura 5.38: Índice de adyacencia (IJI) según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001



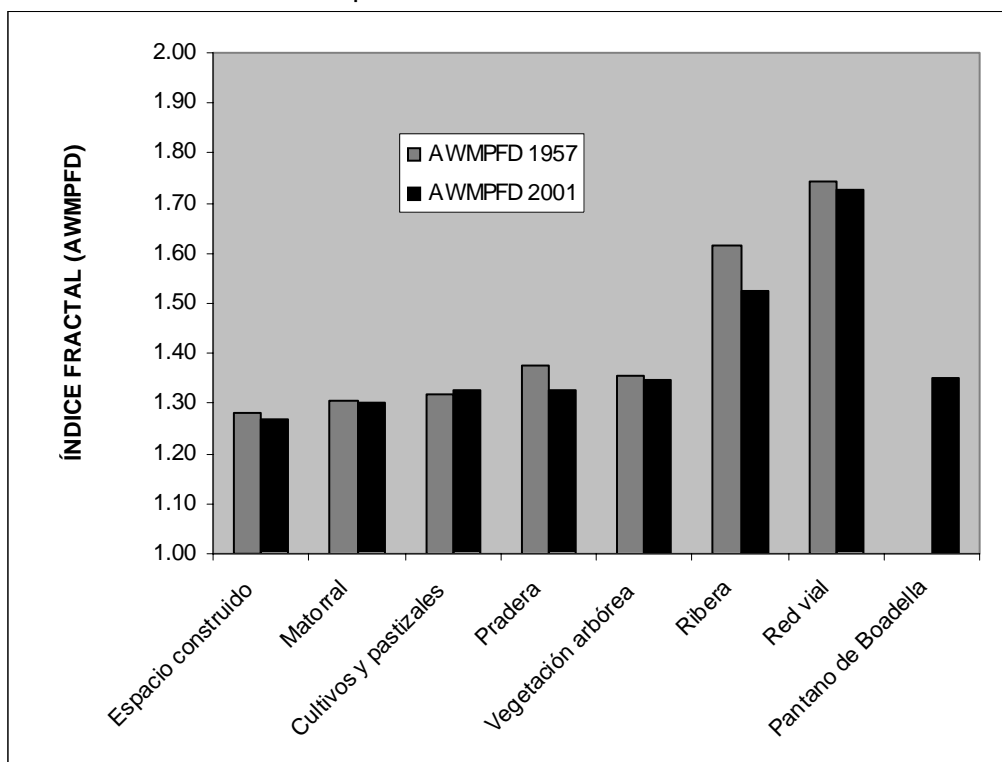
Fuente: Elaboración propia

tiende, por las razones anteriormente señaladas (abandono de tierras) a concentrarse en sitios más reducidos (el IJI pasa de 35 a 29). Sin embargo, las distancias medias entre los parches remanentes se son altas y tienden a incrementarse aún más. El NNN pasa de 1387 metros en 1957 a 2058 metros en el 2001, provocando así un grado de aislamiento mayor de estos agroecosistemas que como se sabe tienen un gran valor cultural y ecológico debido a la adaptación que por siglos han tenido muchas especies de flora y fauna a estos ambientes humanizados.

En el caso de los espacios construidos, los parches cartografiados son básicamente los centros poblados que históricamente han existido en estos territorios rurales. Poblados más cercanos a Figueres como Cistella, LLers, Terradas Pont de Molins, o poblados ubicados en los puntos más cercanos a Boadella como son Biure, Boadella d'Empordà, Sant Llorenç de la Muga y Albanya. En la alta montaña no se identificaron poblados o espacios construidos, ya sea por sus tamaños pequeños (menores de 100 m²) o porque no hay. Los indicadores de agrupamiento y dispersión empleados en esta investigación (NNN e IJI) muestran como la Garrotxa empordanesa mantiene todavía un patrón de asentamientos humanos tradicional de las montañas mediterráneas. Es decir patrones espaciales en los que los poblados se encuentran equidistantes entre sí (según el NNN a

distancias promedio de 0.5 km), localizados en pequeños valles, donde pueden aún desarrollar actividades agropecuarias a pequeña escala (producción de cereales, hortalizas, pastoreo, etc), así como actividades forestales (explotación de pinos, alcornoques, etc de plantaciones).

Figura 5.39: Dimensión fractal según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5.27: Dimensión fractal de los parches según clase paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà 1957-2001

CLASE	AWMPFD 1957	AWMPFD 2001
Espacio construido	1.28	1.27
Matorral	1.31	1.30
Cultivos y pastizales	1.32	1.33
Pradera	1.37	1.33
Vegetación arbórea	1.36	1.35
Ribera	1.61	1.53
Red vial	1.74	1.73
Pantano de Boadella		1.35

Fuente: Elaboración propia

La estabilidad en los valores del IJI (52 y 51 en 1957 y el 2001 respectivamente), muestran, lo que ya es evidente en el mapa de usos y cubiertas del suelo de ambos años, que las transformaciones en los espacios construidos ha sido lenta, lo cual es favorable desde el punto de vista del impacto ambiental. Esta situación obedece básicamente al crecimiento normal de estos espacios, a pesar de la pérdida de población que han registrado estos espacios rurales desde el siglo pasado. De acuerdo con Pavón (2002b) los municipios de montaña del Alt Empordà han experimentado una pérdida de población en la segunda mitad del siglo XX entre el 30 y el 72 %.

5.4.6.3. Dimensión fractal de los parches según clase paisajística

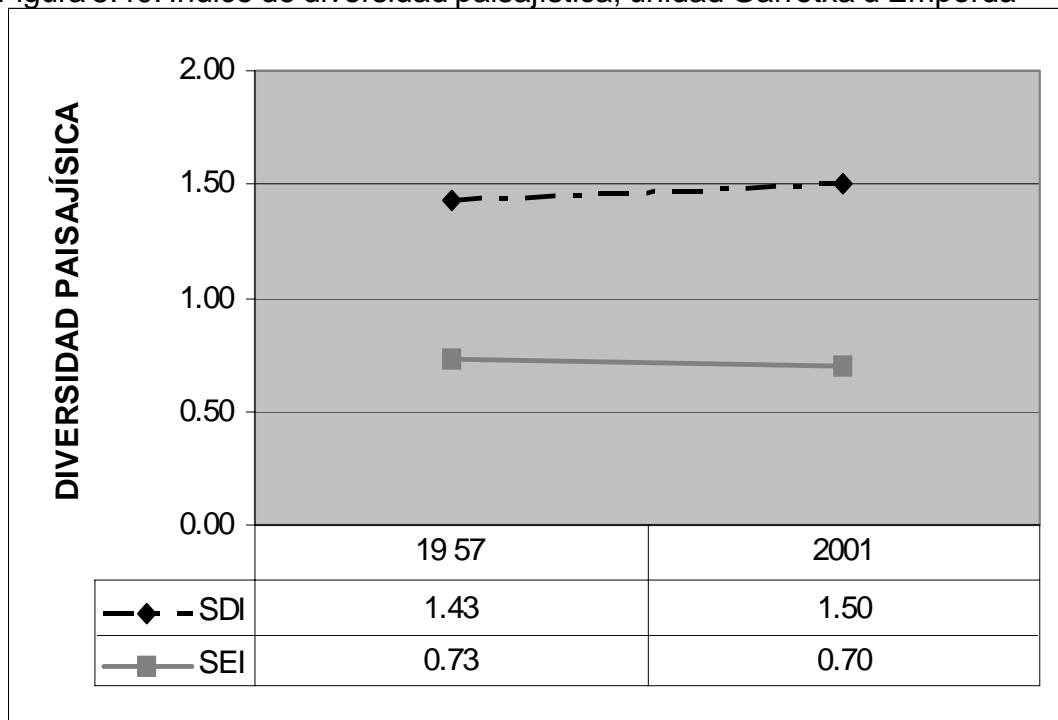
Los resultados muestran, dos aspectos importantes respecto a la complejidad en las formas de los parches. Primero que al igual que en las unidades anteriores, los valores fractales mayores los muestra red vial, seguida por el paisaje de ribera, la vegetación arbórea, y en un cuarto lugar se agrupa el matorral, los cultivos y las praderas. Estas últimas solo en el 2001 ya que en 1957 sus formas eran un poco más irregulares resultando en un valor fractal mayor, similar al de la vegetación arbórea (ver tabla 5.27, figura 5.39).

En segundo lugar, los resultados muestran una tendencia a la estabilidad en la complejidad de las formas de cada una de las categorías, excepto el de las praderas y la ribera que han tendido a perder complejidad. Vemos así como la red vial se mantiene en 1,7, el paisaje de ribera que pasa de 1,6 a 1,5, probablemente como efecto de la construcción del Pantano de Boadella, la vegetación arbórea se mantiene en 1,36/1,35, el matorral, y los cultivos se mantienen entre 1,30 y 1,32. Y los espacios construidos con las formas más regulares se mantienen en 1,28 y 1,27. (ver figura 5.39)

5.4.6.4. Diversidad paisajística de la Garrotxa del Alt Empordà

De acuerdo con los resultados, esta unidad exhibe una diversidad similar a la de las Salines, diversidad que se incrementó levemente debido a la creación del Pantano de Boadella. El SDI pasa de 1.43 en 1957 a 1.50 en el 2001 (ver figura 5.40). Respecto al índice de abundancia de los parches, o sea el SEI, si bien el valor disminuye de 0.73 en 1957 a 0.70, la diferencia es apenas percepti-

Figura 5.40: Índice de diversidad paisajística, unidad Garrotxa d'Empordà



Fuente: Elaboración propia

ble, por tanto se puede decir que la unidad ha tendido a una estabilidad en la diversidad en cuanto a la abundancia y distribución espacial de los parches que han configurado el mosaico paisajístico de esta unidad entre 1957 y el 200.

VI. IDENTIFICACIÓN DE REDES ECOLÓGICAS

VI. IDENTIFICACIÓN DE REDES ECOLÓGICAS

6.1. Objetivo General

6.1.1. Identificar la organización espacial de las redes ecológicas, a partir de procedimientos metodológicos que combinen información biogeográfica, índices estructurales propios de la ecología del paisaje, usos y cubiertas del suelo y sistemas de información geográfica.

6.1.2. Objetivos Específicos.

6.1.2.1. Establecer criterios metodológicos en la identificación y caracterización de redes ecológicas estructurales en dos ambientes contrastados, mediterráneo y tropical húmedo.

6.1.2.2. Elaborar una representación espacial de la red ecológica para los dos casos de estudio.

6.1.2.3. Señalar posibles actuaciones dirigidas restaurar o conservar los hábitats presentes en estos territorios, o crear nuevos elementos paisajísticos que permitan mejorar la red ecológica.

6.2. Aspectos metodológicos

6.2.1. Información general de entrada y salida:

a) Información de entrada: Ocupación del suelo, escala 1:25000, 2001. para el caso de la Orlina, escala 1:40 000, 2003 para el caso de Piedras-Blancas/Golfito. Trabajo de campo dirigido a corroborar los usos. Fuente: Ortofotomapas. Producto: Mapa de usos y cubiertas del suelo en formato vectorial.

b) Información de entrada: Inventarios de vegetación. Producto: Caracterización de la vegetación y elaboración de perfiles con transectos de vegetación. Solo se elaboraron para el caso de la Orlina.

c) Información de entrada: Mapa de usos y cubiertas del suelo: Producto: Cálculos de índices de estructura del paisaje mediante el uso del Patch Analyst y los sistemas de información geográfica. Producto: Elaboración de gráficos y tablas para evaluar los índices

d) Información de entrada: Tablas con composición, índices estructurales y grado de naturalidad. Producto: Agrupamiento de los elementos paisajísticos en nodos, corredores, matriz y barreras potenciales:

e) Información de entrada: Tablas de agrupamiento e indicadores: Producto: mapa de red ecológica estructural. Propuesta de actuaciones.

6.2.2. Criterios empleados para identificar la red estructural actual

Organización del mosaico paisajístico: Se emplearon los siguientes indicadores estructurales: tipo de parche (agroecológico, artificializado, natural), superficie, número de parches, tamaños medios y desviaciones estándar. Con base en estos indicadores se identificaron 3 grupos de elementos paisajísticos: la matriz, las barreras potenciales y los hábitats naturales.

Identificación de Nodos y Corredor: Considerando que los hábitats naturales contienen elementos tanto nodales como corredores, la manera de diferenciarlos se realizó a través de los siguientes indicadores: grado de naturalidad (índice de Blanquet), calidad del hábitat (inventarios fitosociológicos, densidad del edge (ED) y dimensión fractal (AWMPFD). En el caso de Piedras Blancas/Golfito, se empleó únicamente el tamaño de los parches cuyo hábitat era bosque denso.

6.3. REDES ECOLÓGICAS

Desde el punto de vista estructural, una red ecológica está configurada por unos parches nodales o zonas con hábitats de interior y unas estructuras lineales denominadas corredores inmersos en una matriz constituida por elementos (usos o cubiertas del suelo) distintos de los parches nodales y de los corredores. La red en su conjunto permite el flujo e intercambio de especies, de materia, energía e información (Burel y Baudry, 2002; Forman y Godron, 1986).

Desde el punto de vista de la función que cumplen estas estructuras en la dinámica de las metapoblaciones de especies, su organización espacial óptima

es aquella que permite una red ecológica funcional de las metapoblaciones. Entendida una metapoblación como una población formada por poblaciones que se extinguen y recolonizan localmente y que solo persistirán en un territorio si la tasa de extinción es inferior a la tasa de migración (Levins, 1970). Cada nodo, o parche de interior es asimismo fuente de dispersión. La dispersión o movimiento de las especies entre los nodos (red funcional), depende de la composición del paisaje, de la distribución espacial de los elementos del paisaje y de la adaptación del comportamiento de los individuos a estas dos variables, lo cual además varía según la especie o tipo de población (aves, mamíferos, reptiles, etc.) (Burel y Baudry, 2002).

Cuando la tasa de recubrimiento territorial de los parches nodales o hábitats de interior es inferior al 30%, la organización espacial de los parches hábitat y del resto de los elementos que constituyen el mosaico paisajístico es el factor clave de la dinámica de poblaciones subdivididas (Fahrig y Merriam, 1985). Atributos como tamaño de los parches nodales, distancias euclidianas y o fractales entre parches hábitat o corredor de un mismo tipo o similares, formas geométricas, densidad del edge, calidad de los elementos, grado de naturalidad de los parches, son entre otros factores importantes de una red de conexión física (Baudry y Burel, 2002).

6.4. RED ECOLÓGICA ESTRUCTURAL DE LA ORLINA, UN AMBIENTE MEDITERRÁNEO

6.4.1. Caracterización de la estructura del mosaico paisajístico de la Orlina

6.4.1.1 Composición paisajística

Desde una perspectiva geomorfológico, el paisaje de la Orlina comprende tres unidades geomorfológicas: la llanura aluvial (la Plana) que contrasta con un paisaje de las serranías occidentales de la Albera, y entre medio una morfología de relieve ondulado (Aspres) con suelos de fertilidad media. El sistema fluvial, en el que sobresalen pequeños valles interiores, constituye un elemento natural que vertebrata el territorio de Norte a Sur y en el son evidentes hábitats de ribera. El río Orlina constituye el cauce principal que recorre este territorio desde la Sierra de la Albera hasta unirse al Llobregat en el municipio de Peralada, para luego este

depositar sus aguas en el río Muga, a la altura de la N-260, y continuar hasta el Parque Natural dels Aiguamolls para finalmente desembocar en el Golfo de Roses.

La Plana o llanura aluvial con una matriz agropecuaria, de carácter totalmente intensivo, en la que la vegetación y el bosque de ribera constituyen los únicos relictos de vegetación espontánea que aún se conservan, aunque evidentemente muy degradados. Por otro lado, el paisaje de las serranías de la Albera (entre los 50 y los 350 m.s.n.m.) caracterizado por una matriz de matorral y matorral con alcornoques, también altamente modificado. Sobre todo el alcornocal que prácticamente ha desaparecido para dar lugar al matorral de estepas y brezos, quedando de únicamente árboles dispersos.

Con base en la escala de análisis considerada (1:25 000), el mosaico paisajístico de la Orlina/Garriguella se identificaron 11 clases paisajísticas: Cultivos herbáceos, cultivos arbóreos/ arbustivos, tomillares, matorral, matorral con alcornoques, bosque de ribera, vegetación de ribera, campo de golf, lecho fluvial, espacios construidos y red vial. A continuación se caracterizan estos 11 elementos que constituyen el mosaico paisajístico del área de estudio a través de algunos de los indicadores estructurales (superficie total, número de parches, tamaño, forma y arreglo espacial).

Respecto a la estructura general de todo el territorio estudiado (8185.18 ha), se identificaron 213 parches (polígonos) de tamaños medios de aproximadamente 32 ha, con importantes variaciones (DS = 203 ha; CV = 642 ha). Significa que existen parches con tamaños que van desde menos de una hectárea hasta 2270 ha. Sin embargo, el 50 % del total de parches, tiene tamaños promedio de poco menos de 3 ha (Me = 3,45 ha).

a) Cultivos:

Dentro de esta categoría se han diferenciado dos grandes grupos de cultivos en función de su estructura vegetal y el manejo de estos por parte de los agricultores; cultivos herbáceos (cultivos estacionales como los forrajes, el trigo y la cebada) y cultivos arbóreos y arbustivos (cultivos permanentes como las oliveras y los viñedos). Las condiciones topográficas y edáficas favorables, sumando al desarrollo de los sistemas de riego, los cultivos herbáceos se encuentran básicamente

camente en la llanura aluvial. En el caso de los cultivos arbóreos y arbustivos, los pocos espacios que aún quedan en este sector de la Comarca, se localizan en terrenos más bien ondulados, aunque también los hay en la llanura aluvial (la Plana).

Estos paisajes agroecológicos, heredados por siglos, tienen un valor desde el punto de vista de la conservación de especies de flora y fauna que recién se reconoce, especialmente en el Mediterráneo, donde la capacidad de resiliencia de la matriz es más evidente que en otras regiones del mundo, como por ejemplo en el Trópico (Farina, 2000). Estos paisajes constituyen un reto para los conservacionistas, en el sentido de desarrollar estrategias que conjuguen producción alimentaria, belleza escénica tanto natural como cultural, vida silvestre, conservación y recreación.

Estos agroecosistemas, si bien constituyen barreras para ciertas especies, también son sitios de paso, de alimentación, anidación, y protección de aves, reptiles y pequeños mamíferos (Burel y Baudry, 2002). Por tanto su conservación, y en muchos casos restauración y creación de elementos naturales como setos arbóreos separando las parcelas, tiene un gran significado tanto ecológico como cultural, histórico y escénico.

b) Espacios construidos y red viaria:

Este grupo de parches constituye elementos culturales (asentamientos humanos, carreteras, líneas de tren) considerados por los conservacionistas como barreras al movimiento de especies animales. Si bien la red de carreteras y caminos que caracterizan casi todos los paisajes de la Comarca del Alt Empordà, es altamente densa, se optó por incluir únicamente la Nacional 260 y la línea del ferrocarril ya que son las vías de transporte con mayor tráfico y por tanto con un mayor potencial a constituirse en barreras potenciales al movimiento de especies animales. En el caso de los espacios construidos, básicamente comprenden los núcleos urbanos. En términos generales son pocos y de tamaños pequeños, como se verá más adelante, por lo que no constituyen barreras tan marcadas como por ejemplo las grandes ciudades.

c) Otros usos:

Se presentan parches que a pesar de la poca superficie que cubren en relación al área total del territorio estudiado, son elementos paisajísticos importantes en el sentido de que su estructura funciona como barrera, como red o como nodo, en función de las especies animales de que se trate. Tal es el caso del campo de golf de Peralada, que aún cuando constituye un solo parche paisajístico, sobresale por su gran extensión, en relación a los elementos de su entorno. Sin embargo, al estar constituido por un manto herbáceo y rodeado de bosque de ribera, no constituye una barrera para especies como aves, reptiles y mamíferos pequeños.

El lecho fluvial del río Muga se definió como un parche distinto a la vegetación de ribera debido a que por su ancho y por su gran caudal (en primavera y otoño), podría comportarse como una barrera al movimiento de ciertas especies, aunque para otras es una red muy importante (tal es el caso de la nutria de agua).

d) Vegetación Espontánea:

Dentro de esta categoría se incluye la vegetación de ribera, la cual enmarca dos mosaicos: el mosaico de bosque de ribera, y el mosaico de vegetación de ribera. Se incluye también, dentro de esta categoría de vegetación espontánea, las formaciones vegetales constituidas por el matorral mezclado con alcornos, el matorral sólo, y los tomillares o espacios de antiguos cultivos que están pasando por un proceso de regeneración natural hacia el matorral.

e) Paisaje de ribera

Como ya se mencionó anteriormente, este paisaje comprende dos formaciones. Un mosaico de bosque de ribera y un mosaico de vegetación de ribera. Ambos constituyen estructuras angostas y alargadas inmersas en una matriz de cultivos. La diferencia entre ambas formaciones es básicamente el porcentaje de recubrimiento de las especies arbóreas (*Fraxinus angustifolia*, *Salix alba*, *Salix atrocinerea*, *Agnus glutinosa* y *Populus canadensis*). El mosaico de vegetación de ribera presenta mayor continuidad espacial pero ambientes menos densos que los del bosque de ribera. Los bosques son menores en número pero de mayor calidad ecológica que el llamado mosaico de vegetación de ribera. En

este se destaca una mayor diversidad de especies vegetales, debido fundamentalmente a la presencia de mayor luminosidad.

Estas estructuras en forma de redes son los únicos relictos de los paisajes forestales que alguna vez formaron parte de la Plana, ahora inmersos en una matriz de cultivos, un paisaje cultural muy importante desde el punto de vista de producción de alimentos, además por formar parte del *modus vivendi* de muchos de los pobladores de las comunidades locales rurales que habitan estos territorios.

Desde el punto de vista ecológico, estas estructuras de ribera juegan un papel muy importante. Durante la primavera funcionan como sitio de paso de aves migratorias, y durante el otoño y el invierno ofrecen alimento a especies de aves residentes (Farina, 2000). Estos ecosistemas riberinos son ricos en procesos ecológicos que interactúan con el entorno inmediato a través de las diferencias de gradiente, definidas por unas condiciones edáficas distintas al de su entorno (humedad del suelo permanente) y unos regímenes de perturbación también diferentes (cambios en el caudal generan vegetación efímera, y organismos asociados).

f) Mosaico de Bosque y de vegetación de ribera

Las comunidades vegetales a escala mundial, si bien tienen una relación directa con el tipo de clima presente en cada lugar, a escala local, su desarrollo fitosociológico responde a la presencia de unas condiciones ambientales diferentes a las derivadas exclusivamente del clima, como son los niveles de humedad permanente en el suelo, y unos regímenes naturales de perturbación relacionados con inundaciones por ejemplo.

En el caso del área de estudio estas comunidades vegetales se desarrollan sobre todo a lo largo de los cursos del río Muga, Orlina, y el Garriguella (mapa de usos y cubiertas), cursos permanentes aunque con fluctuaciones anuales en su caudal. La presencia permanente de agua y la poca profundidad del nivel freático en las inmediaciones del lecho del río condiciona la presencia de plantas y comunidades vegetales que exigen una humedad edáfica superior a las comunidades climáticas de los sectores donde toda el agua disponible es suministrada únicamente por el régimen de precipitaciones. (Pintó, 2001)

Las comunidades de Bosque propiamente presentes a lo largo de estos ríos, aunque pocas en número, debido a la actuación humana y a la irregularidad de los cursos de agua, son ambientes sumamente importantes para el movimiento de especies animales y para la belleza escénica del paisaje en general. Estos bosques están formados por árboles altos como los chopos, los álamos, los alisos los olmos, y los fresnos con un porcentaje de recubrimiento de los suelos por parte de estos árboles de más de más del 90 %, y, el restante porcentaje corresponde a vegetación arbustiva (diferentes tipos de sauces) y formaciones herbáceas (hierbas altas y gramíneas).

Las alisedas son los bosques de ribera más exigentes en cuanto a la presencia de un nivel freático que no se vea tan afectado por los cambios estacionales en el caudal del río. Es remarcable la presencia de fragmentos de alisedas (*Alnus glutinosa*) en un sector del cauce de la Orlina ubicado al sur oeste de Delfià (ver mapa 6.1). Aquí el cauce tiene un ancho suficiente para que estos bosques se hayan podido desarrollar y se mantengan a pesar la fuerte degradación de su entorno.

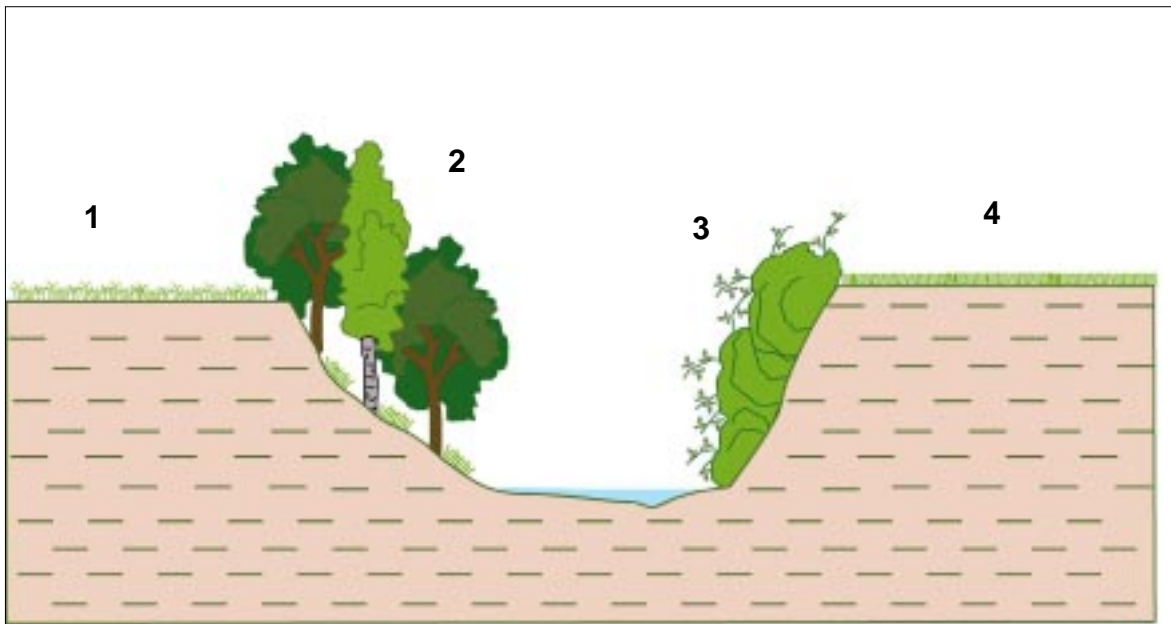
Los depósitos de arena y grava depositados por la dinámica del río en los márgenes con menor gradiente hidráulico (codos del río) constituyen el hábitat de la saucedada de sarga (*Salix eleagnos*). En las inmediaciones de las corrientes de agua se localiza la gatelleda (*Salix atrocinerea*). En los puntos donde el agua circula con lentitud y sobre los sedimentos limo-arcillosos siempre húmedos de las orillas del río se encuentran los zarzales de *Rubus ulmifolius* y los cañaverales de *Arundo donax*.

g) Matorral con alcornocal

El dominio potencial de los alcornoques constituye aquellos terrenos, de clima mediterráneo, modelados sobre materiales graníticos o metamórficos que dan lugar a suelos pobres en nutrientes denominados suelos oligotróficos, que en el caso de la Orlina, se localizan en las laderas occidentales de la Sierra de las Alberas, sobre todo en altitudes superiores a los 50 m.s.n.m.

Estos terrenos que potencialmente, por las condiciones climáticas y edáficas, deberían estar ocupados por bosques de alcornocales (*Quercetum ilicis*

Figura 6.1: Perfil de la vegetación de ribera del río Orlina a su paso por Peralada



1. Cultivos
2. Árboles de ribera: alisos (*Alnus glutinosa*) y sauces (*Salix atrocinerea*, *Salix alba*).
3. Zarzales de *Rubus ulmifolius*
4. Huertos

Fuente: Elaboración propia

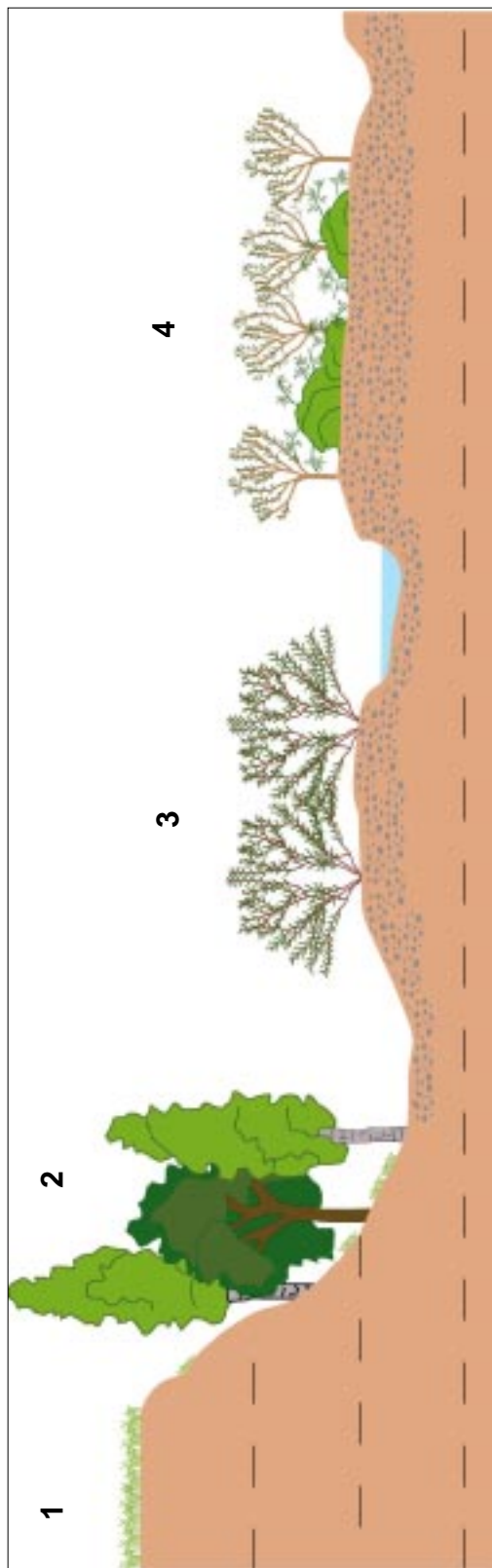
subass. quercetum suberis), se encuentran hoy cubiertos por los matorrales de jaguarzos y brezos (Cisto- Sarothamnetum).

Los bosques de alcornoques han sido por siglos reducidos a simples árboles, dispersos envueltos en esta matriz de matorral. Por su valor como recurso económico, estos bosques fueron sometidos a una sobreexplotación, como combustible y luego para el aprovechamiento de la industria del corcho, con lo cual se provocó un completo deterioro y degradación de estos bosques. En adición, la expansión de las áreas de cultivo hacia las sierras contribuyó grandemente a su deterioro. En su lugar, el matorral de jaguarzos y brezos se ha visto favorecido. Por esta razón la comunidad actual que prevalece es un mosaico de matorral con alcornocal.

h) Matorral

La alteración del ambiente de sombra y moderadamente húmedo del bosque tanto de alcornoques como del encinar mediterráneo (Viburno-Quercetum) facilita la entrada de especies propias de ambientes más secos pero sobre todo de

Figura 6.2: Perfil de la vegetación de ribera del río Orlina en



1. Cultivos
2. Bosque de ribera: chopos, olmos y fresnos
3. Saucedas de *Salix eleagnos* en los bancos de gravas inundables del lecho fluvial
4. Maquia de *Tamarix sp.*, *Vitex agnus-castus* y *Paliurus spina-christi* sobre los bancos más alejados del lecho funcional

Fuente: Elaboración propia

Tabla 6.1. Superficie, Tamaño Medio (TM) y Mediano de los parches, Orlina 2001

Clase	Superficie		TM (ha)	DS (ha)	Mediana (ha)
	(ha)	(%)			
Campo de golf	85.21	1.17	85.21	0.00	85.21
Matorral + alcornocal	479.25	6.58	10.42	17.66	4.14
Cultivos herbáceos	4536.30	62.28	116.32	478.86	2.96
Matorral	1387.20	19.04	35.57	85.24	10.14
Tomillares	311.98	4.28	14.86	32.70	2.73
Mosaico de vegetación de ribera	247.53	3.40	5.38	15.90	1.37
Espacios construidos	121.75	1.67	8.70	15.69	0.58
Mosaico de bosque de ribera	23.31	0.32	1.79	1.48	1.00
Cultivos arbóreos/arbustivos	47.21	0.65	6.74	4.35	4.92
Lecho fluvial	34.03	0.47	34.03	0.00	34.03
Red viaria	10.55	0.14	5.27	0.60	4.67
Total	7284.31				

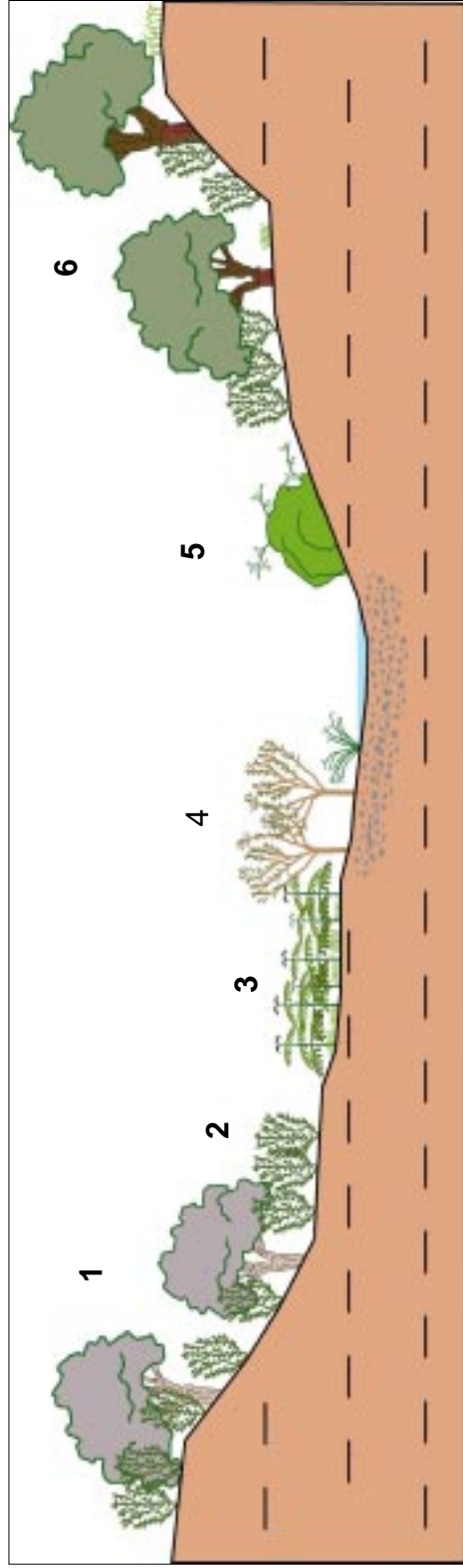
Fuente: Elaboración propia

carácter heliófilo que no prosperan bajo la sombra del bosque. Cuando el alcornocal prácticamente ha desaparecido, ya sea por los aprovechamientos abusivos y continuados, o por causa de los incendios forestales, o por regeneración de la vegetación natural en los cultivos abandonados, las especies del matorral empiezan a colonizar estos espacios y acaban por dominar en el paisaje vegetal.

De acuerdo con Pintó y Martí (2002), el carácter oligotrófico y ácido de los suelos desarrollados que dominan el paisaje geológico del sector (grauwacas, granito y granodiorita), favorece el establecimiento del matorral silicícola de estepas y brezos (*Cisto-Sarothamnetum catalaunici*), en el cual predominan el brezo (*Erica arborea*), algunos jaguarzos (*Cistus monspeliensis*, *C. salviifolius*) y *Calicotome spinosa*. Si la densidad del brezal es muy alta, la comunidad toma un aspecto de maquia.

Los tomillares (*Lupino.Lavanduletum stoechadis*) son comunidades que han colonizado los cultivos abandonados recientes, sean estos cultivos herbáceos o arbustivos/arbóreos.

Figura 6.3: Perfil de la vegetación del lecho del río Orlina en las inmediaciones de Rabós d'Empordà



1. Matorral de brezos y jaras en campos de olivos abandonados

2. Matorral de brezos y jaras sin cubierta arbórea

3. Helechar de *Pteridium aquilinum*

4. Poblaciones de *Tamarix* sp. en los bancos de gravas y arenas del lecho del río

5. Zarzales con *Paliurus spina-christi*

6. Alcornocal con un sotobosque de brezos y jaras

Fuente: Elaboración propia

Tabla 6.2 Dimensión fractal (AWMPFD) e Índice del Vecino más Cercano (MNN), Orlina

Clase paisajística	AWMPFD	MNN
Cultivos herbáceos	1.39	69.32
Matorral	1.36	52.74
Matorral y alcornocal	1.33	118.34
Tomillares	1.36	126.75
Mosaico vegetación de ribera	1.48	108.70
Espacios construidos	1.29	1303.97
Campo de golf	1.24	
Cultivos arbóreos/arbustivos	1.33	568.88
Lecho fluvial	1.54	
Mosaico bosque ribera	1.51	6.19
Red viaria	1.69	11.40

Fuente: Elaboración propia

6.4.1.2. Superficie total según clase paisajística

En términos de superficies cubiertas por estas clases paisajísticas, los resultados muestran (Tabla 6.1) que los cultivos herbáceos son el parche que cubre mayor superficie con 4536.30 ha (62.28 %), seguido del matorral con una superficie de 1387.20 hectáreas (19.04%). Con superficies que van entre 100 y 500 hectáreas, se encuentran el matorral con alcornocal con una superficie de 479.25 ha (6.58%), el mosaico de vegetación de ribera (247.53 ha; 3.4%), el tomillar con una superficie bastante alta (312 ha; 4.28%) lo que muestra el reciente abandono de cultivos en este sector de topografías onduladas. En este grupo, también se encuentran los espacios construidos (121.75 ha) que abarcan solo el 1.67%). Con superficies totales inferiores a 100 hectáreas se presenta en primer lugar el campo de golf de Peralada, con un área estimada según la escala de análisis de 85 ha. Seguido por las los humedales (closes) con una superficie de aproximadamente 39.21 ha (1.17%). Finalmente encontramos, con las menores superficies, al lecho fluvial (34, ha; 0.47%) y a la red viaria (10.55 ha; 0.14%); valores bajos debido a que solo se incorporaron en el análisis aquellas superficies observables y cartografiables a la escala de origen (1: 25000)

Tabla 6.3. Estructura paisajística de la Red Ecológica en la Orlina

ESTRUCTURA PAISAJÍSTICA	SUPERFICIE (ha)	NUMP	TM (ha)	DS (ha)
Hábitats Naturales				
✓ Bosque de ribera				
✓ Vegetación de ribera				
✓ Matorral + alcornocal				
✓ Matorral				
	2137.29 29%	63	36.25	143.88
Agroecosistemas				
✓ Cultivos herbáceos				
✓ Cultivos arbóreos/arbustivos				
✓ Tomillares				
✓ Campo de golf				
✓ Lecho fluvial				
	5014.73 69%	35	164.09	563.80
Barreras potenciales				
✓ Espacios construidos				
✓ Red vial				
	132.29	17	9.28	16.01

Fuente: Elaboración propia

6.4.1.3. Tamaño medio de los parches

El tamaño y la distribución espacial de los diferentes tipos de parche son importantes en la configuración de la red ecológica paisajística. Parches de tamaños relativamente pequeños y distribuidos en todo el territorio, como es el caso de los espacios construidos en este territorio de la Comarca del Alt Empordà, no constituyen barreras potencialmente severas como podrían serlo una ciudad y una urbanización altamente compactada.

Excluyendo los elementos únicos del área, como el campo de Golf, el lecho fluvial y la red vial, los resultados muestran (tabla 6.1) que los dos tipos de parche con tamaños medios mayores constituyen los cultivos herbáceos (MPS = 115 ha), y el matorral (MPS= 36 ha;), cuyas desviaciones estándares (SD= 476; SD=239 respectivamente) muestran el contraste entre parches de menos de 1 ha y parches sumamente grandes (más de 2700ha). Sin embargo, los valores de

Tabla 6.4. Atributos de los hábitats naturales presentes en la Orlina

Habitat Natural	Índice de Naturalidad	Densidad del Edge	Dimensión fractal
Mosaico de bosque de ribera	1	9.12	1.5
Matorral + alcornocal	1	37.58	1.3
Mosaico de vegetación de ribera	2	62.18	1.5
Matorral	3	81.10	1.3

Fuente: Elaboración propia

las respectivas medianas (Me) indican que el 50% de estos parches tiene promedios de 2,95 ha y 10, 13 ha respectivamente. Quiere decir que la mitad de estos parches tiene superficies relativamente pequeñas. Los restantes parches, presentan tamaños medios que oscilan entre 1 y 15 hectáreas. Sobresalen particularmente el matorral con alcornocal (10,41; SD=17,66) y los tomillares (14, 85; SD= 32,70).

6.4.1.4. Dimensión fractal (AWMPFD)

Respecto a la complejidad en el perímetro de los parches, se empleó la dimensión fractal AWMPFD (ecuación 4). La mayor complejidad la exhiben elementos con formas alargadas y continuas como la vegetación de ribera cuya dimensión alcanza 1.51, y la red vial con una dimensión fractal que la supera, 1.69. El resto de elementos tienen una dimensión fractal del orden de 1,32 -1.39, excepto la cancha de golf que presenta el índice más bajo (1,23), o sea tiene una forma más simple, y la red vial que muestra el valor más alto (1,69), esto último debido que, como se mencionó anteriormente, aún cuando constituye una red artificial está sigue la topografía del terreno (tabla 6.2).

6.4.2. Organización de la Red Ecológica: elementos de conexión física.

Los atributos señalados anteriormente fueron valorados para definir la red ecológica estructural (conexión física potencial) de la Orlina, sin embargo, 3 fueron los criterios que finalmente prevalecieron para establecer la red estructural: el índice de naturalidad de aquellos elementos que forman parte de los hábitats naturales y el índice de forma de estos datos.

Si bien existen diferentes interpretaciones a la hora de definir y emplear el término naturalidad de un hábitat, en la presente investigación se ha seguido el criterio seguido por Pintó y Martí (2002) en un estudio realizado en la cuenca de la Valleta, contiguo al área de estudio de la presente investigación, en el que aplican el índice de Blanquet. El término naturalidad se emplea en el sentido de "mayor o menor proximidad estructural y biológica de una comunidad a su óptimo sucesional, de manera que el estadio de mayor madurez o climático, es considerado el que posee un máximo valor de naturalidad. En el caso de los elementos paisajísticos culturales (agroecosistemas) su grado de naturalidad será intermedia, en el caso de ecosistemas naturales alta y baja o nula en el caso de los espacios más artificializados como los espacios construidos y las carreteras. El índice de naturalidad es un atributo cualitativo expresado en este caso mediante una escala ordinal en la que al elemento de mayor naturalidad se le es asignado el valor numérico 1 y así sucesivamente hasta alcanzar los valores de mayor artificialidad. Los valores intermedios son asignados en función del estadio sucesional y de la calidad misma del elemento y de su posibilidad de funcionar como un hábitat natural. Estos criterios intermedios son requeridos mayormente en ambientes tropicales en donde es más difícil diferenciar el grado de naturalidad entre los distintos agroecosistemas que coexisten en un territorio.

Antes de valorar los índices, se agruparon las clases paisajísticas en 3 grandes categorías (tabla 6.3) agroecosistemas (cultivos y campo de golf, tomillares) los hábitats naturales (bosque de ribera, vegetación de ribera, matorral y alcornocal, matorral), y los elementos potencialmente barrera (espacios construidos y red vial), en el caso del lecho del río este se incluyó dentro de los elementos del agroecosistema, ya que por sus características puede actuar como barrera o como medio conductor dependiendo de la especie. De todas maneras, los agroecosistemas, como se muestra en la tabla 6.3., constituyen la matriz de la red dado el porcentaje de superficie cubierta (69 %; 5014.73 ha) el tamaño medio (TM) (164 ha) y la desviación estándar (DS) superior que exhiben (563 ha).

La categoría barreras potenciales, no solo constituye una superficie relativamente pequeña (2%; 132.29 ha), con pocos parches (17) de tamaños medios pequeños (9.28 ha; DS = 16.01) y un NNN de 780 lo que indica que los

parches están espacialmente dispersos. Lo cual es una valoración paisajística y ecológica positiva.

Posteriormente, a los elementos que integran el grupo constituido por los hábitats naturales (29 %; 2137.29 ha), se les asignó un índice de naturalidad en función de la estructura y la calidad de la vegetación espontánea (tabla 6.4). El bosque de ribera valor 1, el matorral con alcornoques valor 1, la vegetación de ribera valor 2 y el matorral con valor 3.

Dos características importantes de los hábitats de interior, y que los convierte en nodos, es una baja densidad del edge (ED) y unos fractales medios (entre 1,3 y 1,4) (Forman y Godron, 1986), además de la calidad del parche, es decir su grado de naturalidad, tipo y estructura horizontal y vertical de la vegetación, y el tamaño del nodo. El matorral con alcornoques es el único elemento paisajístico de los hábitats naturales que posee estas dos características, por tanto a todos los parches con esta composición se les ha asignado la categoría de nodo.

Dos aspectos son sin embargo importantes a considerar, el tamaño de estos parches nodales y su calidad ambiental. El hecho de que tengan tamaños relativamente pequeños (entre 5 y 32 ha), agregado al estado de perturbación del alcornocal, que más bien se encuentra en forma de árboles dispersos dentro del matorral, podría convertirlos en corredores más que en nodos. Además, si bien estos nodos presentan unas distancias euclidianas promedio relativamente bajas (NNN = 118 metros) entre sus parches, su cobertura territorial es baja (IJI = 49%) concentrados mayormente en las laderas de la Albera. Por tanto para poder diferenciar su verdadera función ecológica, se tendría que evaluar los movimientos de especies de fauna indicadora, lo cual está fuera del alcance de esta investigación.

En el caso del bosque de ribera, si bien su ED es baja (9.12) y su índice de naturalidad es alto (1), su forma irregular y alargada (AWMPFD = 1.5) lo proyectan más como un corredor que como un hábitat nodal. Lo mismo ocurre con la dimensión fractal de la vegetación de ribera cuyos parches presentan formas alargadas (AWMPFD = 1,5), esta característica conjuntamente con una densidad de edge alta (62.18) lo convierte en un elemento corredor. En el caso del matorral, si bien su dimensión fractal es media (1.3), su alta densidad del edge

(81,10) unido a su estado sucesional (índice de naturalidad valor 3 respecto al bosque de ribera por ejemplo), y al riesgo de incendio que poseen, lo convierten en un elemento corredor dentro de la red ecológica. Aunque indudablemente el matorral es un hábitat nodal para muchas especies de estos hábitats marginales e inestables.

Además de estos pequeños parches nodales se consideraron las áreas PEIN, es decir las figuras de conservación comprendidas en este territorio como realmente los nodos o parches hábitat de esta red ecológica; el Paratge Natural d'Interès Nacional de L'Albera, El Cap de Creus y el Parc Natural dels Aiguamolls de L'Empordà. Está claro que estas áreas PEIN biogeográficamente son tres ecosistemas distintos, sin embargo, las tres son nodos de emigración e inmigración de especies faunísticas y un banco genético de especies florísticas del encinar y el alcornocal cuyo dominio potencial pertenece a todo el territorio, con excepción de las mayores altitudes. Barriocanal (2003), por ejemplo, encontró que el bosque de encinas y de alcornoques de la Albera muestra la presencia de ornitofauna de origen mayoritariamente paleártico, pero también paleártico sur occidental, nórdico y mediterráneo, lo que reafirma el papel que cumplen estos nodos y la red de conexión física y funcional.

En resumen, tal y como se muestra en el mapa Red Ecológica de la Orlina (mapa 6.2), los parches de matorral con alcornoques fueron caracterizados como parches nodales, y el resto de la vegetación espontánea (matorral, bosque de ribera y vegetación de ribera como la estructura potencial para facilitar el movimiento de especies). Estos fragmentos nodales y estas estructuras de conexión física (corredores) son parte de un gran agroecosistema que constituye la matriz paisajística de la Red. Esta matriz, en sectores como la Plana, dista mucho de ser ese paisaje agrícola tradicional de "bocages" que antiguamente caracterizó estos espacios, en los que destacaban hileras de setos arbóreos y arbustivos separando los campos de cultivo, permitiendo el movimiento de muchas especies que no transitan por campos abiertos de cultivos o pasturas. Actualmente, estos campos agrícolas están únicamente separados por setos herbáceos y canales de riego. Sobre todo en el sector entre la carretera N-260 y Castelló de Empuries, donde aparte de estos setos herbáceos y canales de riego, observados y representados

a escala 1:5000, en el mapa 6.1, los cultivos forman un paisaje homogéneo y probablemente hostil para muchas especies de animales.

El paisaje de la Orlina, es un paisaje cuya organización espacial actual ha estado mayormente influenciada por dos factores de perturbación, la actividad agropecuaria y los incendios forestales. En aquellos sitios con mayores pendientes y suelos menos fértiles, se produce una mayor dinámica en los cambios de uso del suelo, vinculada sobre todo al mercado y a las políticas agrarias comunitarias, principalmente en el siglo XX. Los terrenos son abandonados en períodos de crisis y los espacios son colonizados por el matorral, que en algunos sectores coexiste con árboles dispersos sobre de alcornoques. La Plana, por sus características edáficas y topográficas, y de extensión, aspectos propicios para el desarrollo de la agricultura intensiva, ha mantenido y mantiene un paisaje más homogéneo, menos cambiante, pero sobre todo, constituye un territorio en el que los hábitats naturales prácticamente han desaparecido. Una situación más favorable muestra el paisaje de piedemonte y de montaña. Sin embargo, en todo el territorio no hay un solo parche de bosque natural constituido exclusivamente por la vegetación potencial, como puede ser el encinar o el alcornocal. Lo más natural y más conservado que existe son pequeñas manchas de bosque de ribera o el matorral con alcornocal presente en los límites con el área PEIN de la Albera.

Con base en la presencia o no de hábitats naturales y en la estructura del mosaico paisajístico (extensión, tamaño, grado de concentración), indicadores del grado de perturbación de los hábitats naturales, se identificaron 3 zonas: una zona entre el PEIN de la Albera y Mollet de Peralada/Garriguella, una segunda zona entre Peralada/Garriguella y la Nacional 260. Una tercera zona entre la Nacional 260 y el Parque de los Aiguamolls. Cada una de estas tres zonas tiene distintos aspectos a destacar. La primera zona, montañosa, es la menos deteriorada de las tres, y está mayormente cubierta por matorral con alcornocal. Los cultivos forman pequeños parches ubicados en los valles intermontanos. Desde el punto de vista de las poblaciones faunísticas, sobretudo de la fauna vertebrada, este sitio es el de mayor contacto con el nodo de las Alberas, por tanto desde la recuperación del bosque natural de dominio del alcornocal y el encinar son de gran prioridad.

Un estudio llevado a cabo por Budó et al (1997), en un sector que comprende el lado oriental de la Albera, incluyendo esta zona montañosa, entre Rabós/Vilamaniscle y el Parque, sobre los vertebrados de la Albera, señala la presencia de 292 especies de vertebrados, poco más de la mitad del total registrado en Catalunya. Una gran diversidad dada la superficie total representada por el área estudiada por estos autores (0.05 % del territorio Catalán). El estudio muestra que el grupo mayoritario está constituido la ornitofauna (204 especies), seguida de los mamíferos (44 especies), los reptiles (20 especies), los peces (12 especies), y los anfibios (11 especies). De los 44 mamíferos, 6 son considerados vulnerables en la península Ibérica, cinco de ellos quirópteros (*Rhinolophus ferrum-equinum*, *Rhinolophus euryale*, *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*, y *Myotis blythis*), así como un carnívoro (*Lutra lutra*), que actualmente se encuentra bajo un proyecto de recuperación en Garriguella y el Parque Natural de los Aiguamolls. En peligro de extinción se reporta el quiróptero *Myotis capaccinii*. Dentro de los mamíferos presentes y que no se encuentran amenazados se reportan una serie de mamíferos insectívoros como el erizo común (*Atelerix algirus*), la musaraña común (*Crocidura russula*), quirópteros como la rata común (*Pipistrellus pipistrellus*), lagomorfos como la liebre (*Lepus europaeus*) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), roedores como la ardilla (*Sciurus vulgaris*), el topo de montaña (*Microtus agrestis*), artiodáctils como el seglar (*Sus scrofa*), la dama (*Dama dama*), y el Cabro (*Capreolus capreolus*). Mamíferos carnívoros como el zorro (*Culpes vulvas*) o la geneta (*Genetta genetta*).

Dentro de las 204 especies de aves registradas por Budó et al (1997) en esta zona, las siguientes son vulnerables o en peligro de extinción: el *Hydrobates pelagicus*, el *Botaurus stellaris*, el *Ardea purpurea*, la *Ciconia ciconia*, la *Ciconia nigra*, el *Grus grus*, el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), *Gypaetus barbatus*, *Neophron percnopterus*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Hieraaetus fasciatus*, *Falco naumanni*, *Falco peregrinus*, *Phasianus colchicus*, la *Porphyrio porphyrio*, la *Streptopelia turtur* y el *Lanius excubitor*. De estas 204 especies, 79 especies son residentes, el resto de especies de ornitofauna son migrantes, de ellas 18 especies aparecen en el invierno y 48 en el verano.

Los reptiles reportados por estos autores, alcanzan la cifra de 20 especies, de ellas una especie es considerada vulnerable. Destacan las poblaciones de

quelónidos autóctonos, con la última población peninsular de la tortuga mediterránea. Los anfibios están representados con 11 especies. De las 19 especies de peces mediterráneas autóctonas reportadas en Catalunya, 5 están presentes en la Albera.

La segunda zona, es más diversa. En ella coexisten grandes parches de matorral, así como los parches de bosque de ribera y de vegetación de ribera mejor conservados. Los bosques naturales no existen. La tercera zona, la Plana, es la más deteriorada de las tres. Hábitats naturales como el alcornocal o el encinar, o el bosque de ribera, no existen. Con la problemática de que esta zona limita con el Parque de los Aiguamolls.

6.4.3. Propuesta de actuaciones para mejorar la calidad de la Red Ecológica de la Orlina.

Las redes ecológicas si bien son estructuras que dan conexión física y funcional a todo un territorio, las actuaciones de conservación, restauración y creación de hábitats naturales que favorezcan el movimiento e intercambio de especies, son generalmente locales, en función de qué y dónde esté el problema de perturbación y degradación. En este sentido, las propuestas de actuación que a continuación se sugieren para la Orlina, consideran el estado de estas tres zonas anteriormente descritas.

1. Zona de la Plana

" En la zona de la Plana, se propone restaurar el paisaje de ribera mediante repoblaciones de especies nativas como los alisos.

" La creación de setos arbóreos y arbustivos a manera de hileras entre algunas de las parcelas de cultivos para facilitar el movimiento de aquellas especies para las que los cultivos son sitios inhóspitos y de alto riesgo (maquinaria, depredadores, etc.). Estudios locales de permeabilidad en la dispersión de especies claves, contribuiría a definir mejor los sitios por donde podría trazarse la línea de setos.

" También se recomienda la creación de algún parche de bosque compuesto por alcornos o encinas.

2. Zona de Piedemonte

En esta zona se localizan los bosques de ribera más conservados de la Comarca del Alt Empordà, compuestos por especies muy exigentes en cuanto a sustrato edáfico y disponibilidad permanente de agua, como los alisos y las vernedas. Básicamente a lo largo del río Orlina, en donde además se destaca un amplio sector compuesto por un mosaico muy diverso de vegetación de ribera (perfil xx) que sería importante conservar. Se localiza, siguiendo el curso del río, entre Peralada y Mollet de Peralada.

- Mantener la vegetación de ribera que existe en las rieras cercanas al Campo de Golf de Peralada, así como mantener y restaurar aquellas que se encuentran entre este y la Nacional 260.
- En el sector de Garriguella, se sugiere la conservación de una serie de rieras que mantienen aún vegetación de ribera, así como la ampliación de algunos sectores.
- También es importante la creación de algún parche de bosque compuesto por alcornoques sobre todo en sitios donde han manchas extensas y continuas de matorral, con la finalidad de minimizar los impactos por incendio forestal.

3. Zona de Montaña

- Aún cuando esta zona paisajísticamente es muy heterogénea sobre todo a la altura de Rabós y Vilamaniscle, y se mantienen sistemas agroecológicos importantes, el predominio del matorral en esta zona favorece los incendios forestales. Por lo que se recomienda medidas dirigidas al redoblamiento de alcornoques que minimicen el impacto del incendio cuando este se presente.
- Por la misma razón antes expuesta, se recomienda el redoblamiento del alcornocal en los parches actuales de matorral con alcornoques.
- La vegetación de ribera, que ha cedido a los cultivos, también podría ampliarse.

6.5. EL CASO DEL PIEDRAS BLANCAS - GOLFITO, UN AMBIENTE TROPICAL HÚMEDO, COSTA RICA.

Los bosques conservan la biodiversidad, previenen la erosión del suelo y protegen los mantos acuíferos, por lo que juegan un papel medular en la preservación de los ecosistemas naturales. Costa Rica, si bien ha mantenido un sistema de protección de espacios naturales modelo en el mundo, también es cierto que en la década de los 80, aún mantenía una de las tasas de deforestación más altas del mundo. La superficie cubierta por ecosistemas boscosos había decrecido de forma acelerada como resultado primeramente de la expansión de la frontera agrícola y por aumento de demanda por madera. En términos generales, estas áreas pasaron de ser bosques a amplias extensiones de cultivos permanentes y pastos, generando un proceso antropogénico de fragmentación de estos bosques y ecosistemas tropicales. Estudios han mostrado como la fragmentación de los bosques conduce a la reducción de las poblaciones, la calidad de los intercambios de materia e información y de los procesos de inmigración, modificaciones que se traducen en la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Forman, 1997).

Esta problemática, alertada por los ecologistas a escala mundial y local, condujo a las instituciones estatales a la creación de nuevas políticas y estrategias de conservación, en las que se intenta incorporar los nuevos paradigmas de la conservación los cuales intentan involucran los avances científicos, la incorporación de las comunidades locales a través de programas de concienciación ambiental, proyectos de turismo ecológico sostenible, etc., así como la puesta en marcha de mecanismos como planes de manejo forestal, pago de servicios ambientales por parte del Estado a aquellos propietarios que tienen terrenos con cubiertas forestales, estudios de impacto ambiental, entre otros. Paralelamente se continuó con la estrategia de declaración de grandes parches de bosque remanente, como es el caso del Parque Nacional Piedras Blancas y la Reserva de Vida Silvestre Golfito declarados figuras de conservación en la década de los 90.

Durante la década de los 90, las nuevas estrategias de conservación han contribuido a recuperar parte de la cobertura de bosque natural (Proyecto Estado de la Nación, 1999), algunos casos debido al abandono y posterior regenera-

ción natural de antiguas áreas de pastos que han pasado a formar el matorral o charral, y en otros casos debido a las repoblaciones con fines de conservación, sobre todo con especies nativas, pero también a la reforestación de especies exóticas como la teca y la melina con fines comerciales.

Dentro de este nuevo marco de trabajo, los gobiernos de Centro América y México establecen mediante un acuerdo multilateral, el Corredor Biológico Mesoamericano. Costa Rica, a través del Ministerio de Medio Ambiente (MINAE), mediante el proyecto GRUAS, establece los territorios que corresponden al Corredor Biológico Mesoamericano Y dentro de éste, áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas tropicales y donde se encuentran diferentes figuras de conservación como parques nacionales, reservas de vida silvestre, reservas forestales, así como grandes (más de 100 ha), medianas y pequeñas masas de bosque virgen de propiedad privada. En estas últimas, el Estado ha creado un marco político y administrativo (FONAFIFO) que coordina y gestiona el pago de servicios ambientales a propietarios de bosques privados.

Una de estas áreas prioritarias del Corredor Biológico Mesoamericano Costarricense, está ubicada en la zona de amortiguamiento (zona circundante) del Parque Nacional Piedras Blancas y la Reserva de Vida Silvestre Golfito (ver mapa 6.3). Área que se eligió para llevar a cabo el estudio de caso y que forma parte del "Proyecto Estudio Integral de un Corredor Biológico entre el Parque Nacional Piedras Blancas y la Reserva de Vida Silvestre Golfito" ubicado en la parte sur de Costa Rica, conducido por la Escuela de Geografía de la Universidad Nacional.

Dentro de este marco general, el aspecto que se aborda en el presente trabajo, está orientado a analizar el grado de conexión física de los parches de bosque primario remanente que se encuentran en uno de los sectores aledaños al Parque. El objetivo es identificar y caracterizar la red ecológica presente en esta zona de amortiguamiento de estas dos figuras de conservación, a una escala de mayor detalle que la abordada por el Proyecto GRUAS. Asimismo, establecer unos criterios metodológicos de evaluación de la Red Ecológica.

6.5.1. Contexto físico geográfico

El área de estudio, Piedras Blancas/Golfito, está ubicada dentro del Área de Conservación Osa (ACOSA) la cual se localiza entre las coordenadas 8°.00 y 9°.00 Latitud Norte y 82°.30 y 84°.00 Longitud Oeste. ACOSA (Mapa 6.3) y está comprendida (ACOSA) dentro de 3 municipios: Osa, Golfito y Corredores, lo que representa un 8.6% del territorio nacional (INBIO, 2003). El sector de estudio denominado Piedras Blancas/Golfito es un pequeño territorio incluido básicamente dentro tres distritos pertenecientes al municipio de Golfito (Piedras Blancas, Guaycará y Golfito; cabecera del municipio).

Clima:

Prácticamente toda el área de estudio, Piedras Blancas/Golfito, se encuentra a barlovento de los vientos y la humedad proveniente del océano Pacífico. Con precipitaciones medias anuales entre 3080-3420 mm con 0 meses secos, más bien algunos días menores a 25. Con temperaturas que varían según el gradiente altitudinal que va desde cerca de los 0 metros sobre el nivel del mar en Golfito hasta más de 1200 metros en la Fila Cruces, la cual con dirección Norte Sur limita por el Este el área de estudio. Las temperaturas medias anuales, varían según este gradiente, entre los 28° C y los 20° C. De acuerdo con estos gradientes y estas precipitaciones medias anuales, el área está comprendida dentro de 2 pisos altitudinales, el piso tropical húmedo y cálido entre los 0-500 m.s.n.m (24 a 28° C, el piso premontano entre los 500-1200 m.s.n.m (20 a 24° C). La humedad relativa registra poca variación a lo largo del año y alcanza valores máximos de 90% durante la época lluviosa (mayo a diciembre). (Herrera y Gómez, 1993)

Geología:

El área Piedras Blancas-Golfito está constituida geológicamente por basaltos del Campaniano-Eoceno, localizados en la Fila Golfito y en la cual se encuentra el sector occidental de la Reserva de Vida Silvestre Golfito. Esta formación geológica configura un relieve abrupto (entre 60 y 90° de inclinación) entre la costa y el interior. Rodeando esta formación de basaltos, se encuentran las rocas sedimentarias del Campaniano-Maastrichtiano (del Cretácico). Más hacia el interior se localizan una formación sedimentaria del Eoceno-Paleoceno, así como

otra formación constituida por sedimentos del Oligo-Mioceno. En los valles interiores, se encuentran pequeñas llanuras aluviales, formadas por depósitos aluviales y coluviales del río Esquinas y el río Piedras Blancas, del Holoceno y más reciente. (Tournon y Alvarado, 1997).

Suelos:

De acuerdo con el sistema de clasificación de suelos del USDA, en el área de estudio existen cuatro órdenes de suelo, y dentro de estos diferentes sub-grupos. Dentro de los entisoles, suelos casi sin desarrollo, se encuentran los Typic Troposamment, suelos arenosos localizados en la zona de costa, en Golfito y bordeando la zona litoral del Parque Piedras Blancas. También dentro de este orden están los Typic Sulfaquent propios de la zona de manglar (mal drenados, de textura gruesa, con influencia de mareas, vegetación de mangle), ubicados dentro del Parque Piedras Blancas, en Golfito.

Los inceptisoles, mejor desarrollados que los entisoles, están representados en el área de estudio, por el sub-grupo de los Lithic Dystrandept (suelos rojizos poco profundos y poco desarrollados, con baja saturación de bases, normalmente asociados con suelos más desarrollados en la zona de montaña). Presentes en el sector este de la Reserva de Vida Silvestre Golfito y el Parque Piedras Blancas, así como en las laderas occidentales de Fila Cruces. En estos mismos sectores, se encuentra otro subgrupo asociado con los anteriores, denominado Tepic Dystropept, con características similares a los anteriores pero con mayor desarrollo edáfico, igualmente, presentes en relieves ondulados y montañosos.

Los ultisoles, suelos rojizos y profundos, arcillosos y ácidos, con baja saturación de bases (poca fertilidad) están representados por el sub grupo de los Tepic Tropohumult, localizados en la Parque de Piedras Blancas, en el piedemonte de la Fila Cruces (laderas ubicadas en el sector oriental del área de estudio).

Finalmente, se encuentran los molisoles, suelos fértiles, de texturas medias, oscuros, profundos, desarrollados sobre depósitos fluviales, con algunos a bastantes problemas de drenaje. Localizados básicamente en la llanura aluvial de las Gambas.

Flora:

De acuerdo con un estudio reciente sobre las especies botánicas presentes en toda el área de ACOSA (INBIO, 2003), se registraron 148 familias, 482 géneros, y 794 especies de plantas. De las cuales 334 eran árboles, 26 palmas, 139 arbustos, 169 hierbas, 74 bejucos (lianas leñosas y trepadoras herbáceas), 7 hemiepífitas, 5 helechos, 3 plantas afines a los helechos (licopodios y Equisetum), 23 epífitas y 14 parásitas. De estas, 4 se han identificado como endémicas (árboles y arbustos): (*Acacia allenii* -Fabaceae-, *Dendropanax ravenii* -Araliaceae-, *Inga bella* -Fabaceae-, y *Sapium allenii*). Asimismo, el estudio ha reportado 22 especies amenazadas más que todo árboles, de las cuales cuatro de ellas han sido declaradas en 1997 en veda total (*Copaifera camibar*, *Parkia pendula*, *Paramachaerium gruberi*, *Platymiscium pinnatum* y *Dussia macrophyllata*). Entre las 18 restantes se encuentran las especies: *Alfaroa guanacastensis*, *Astronium graveolens*, *Batocarpus costaricensis*, *Bravaisia integerrima*, *Brosimum costarricense*, *Coccoloba bejuco*, *Couratari guianensis*, *Minquartia guianensis*, *Mora oleifera*, *Peltogyne purpurea*, *Qualea paraensis*, *Raphia taedigera*, *Simaba cedron*, *Tachigali versicolor*, *Ventanea barburii* y *Williammodendron glaucophyllum*.

Fauna:

El área de Conservación Osa, dentro de la cual está incluido el Parque Nacional Piedras Blancas y la Reserva de Vida Silvestre Golfito, constituye el último remanente de bosque tropical lluvioso en la vertiente del Pacífico de toda América Central. A la vez, es uno de los pocos sitios donde se puede encontrar poblaciones todavía viables de especies amenazadas, sobre todo felinos, en todo Centroamérica, como el Jaguar o tigre (*Pantera onca*), el puma (*Puma concolor*), el ocelote o manigordo (*Leopardos pardalis*), el caucel o tigrillo (*Leopardos Wiedii*), la danta (*Tapirus bairdii*), la lapa roja (*Ara macao*), el pavón (*Crax rubra*) y la pava crestada (*Penelope purpurascens*) (INBIO, 2004). Estas poblaciones, si bien se encuentran en el Parque Piedras Blancas, sus tamaños no son tan grandes como los presentes en el Parque Nacional Osa, ubicado en el otro extremo del área de estudio, en la península de Osa (Juan Luis Morales, entrevista, 2004)

Otras especies de fauna protegidas dentro del Parque y la Reserva, pero vulnerables debido al tamaño de sus poblaciones y al aislamiento en que se encuentran, están representadas por grandes mamíferos como el cabro de monte (*Mazama americana*), el cariblanco o chancho de monte (*Tayassu pecari*), el saíno (*Pecari tajacu*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). Otras especies como el mono congo (*Alouatta palliata*), el mono carablanca (*Cebus capucinus*), el perezoso de dos dedos (*Choleopus hoffmanni*), el tepezcuintle (*Agouti paca*), el zorro hediondo (*Conepatus semistriatus*), la nutria (*Lutra longicudis*), el grisón (*Gallictis vittata*), el mapache (*Porción cancrivorus*), el pizote (*Nasua narica*), la martilla (*Potos flavus*), la guatuza (*Dasyprocta punctata*), el toluco (*Eira barbara*), el armadillo (*Dasyurus novemcinctus*), la ardilla (*Sciurus granatensis*) y una serie de ratones, murciélagos, delfines y ballenas.

La actual fragmentación del bosque en los territorios comprendidos en toda el Área de Conservación Osa, unido a las prácticas ilegales de cacería y extracción de madera, pone en peligro estas poblaciones, no solo por el aislamiento sino por el peligro que representan las actividades ilegales. Por ejemplo, especies como el oso hormiguero gigante (*Mymecophaga tridáctila*) o el águila arpía reportadas vistas hace 10 años, no se han vuelto a reportar, al parecer han desaparecido (Wong et al. 1999). El establecimiento de corredores y el freno a los procesos de fragmentación del bosque virgen remanente se han constituido en la tarea prioritaria de ACOSA.

Ecosistemas o hábitats naturales:

El proyecto ECOMAS (INBIO, 2003), distingue Bosques Tropicales densos siempre verdes latifoliados, Bosques Tropicales ralos o menos denso, siempre verdes, latifoliados bien drenados, Bosque Tropical denso, siempre verde, latifoliados, pantanoso dominado por manglar. Bosque Premontano, denso y menos denso, siempre verde, latifoliados. Hábitats constituidos por herbazales acuáticos dominados por gramíneas en aguas dulces o saladas. También se incluyen como hábitats seminaturales, las áreas de matorral tropical denso y menos denso, siempre verde, latifoliados, en terrenos pantanosos o bien drenados, en pisos basales o tropicales y en pisos premontanos, dominados por el helecho negraforra (*Acrostichum aureum*), o el yolillal (*Raphia taedigera*) en las zonas pantanosas de

agua dulce o salada. Su localización y presencia actual depende del piso altitudinal y de las características edáficas y topográficas, así como de los usos del suelo.

6.5.2. Contexto socioeconómico de las poblaciones locales

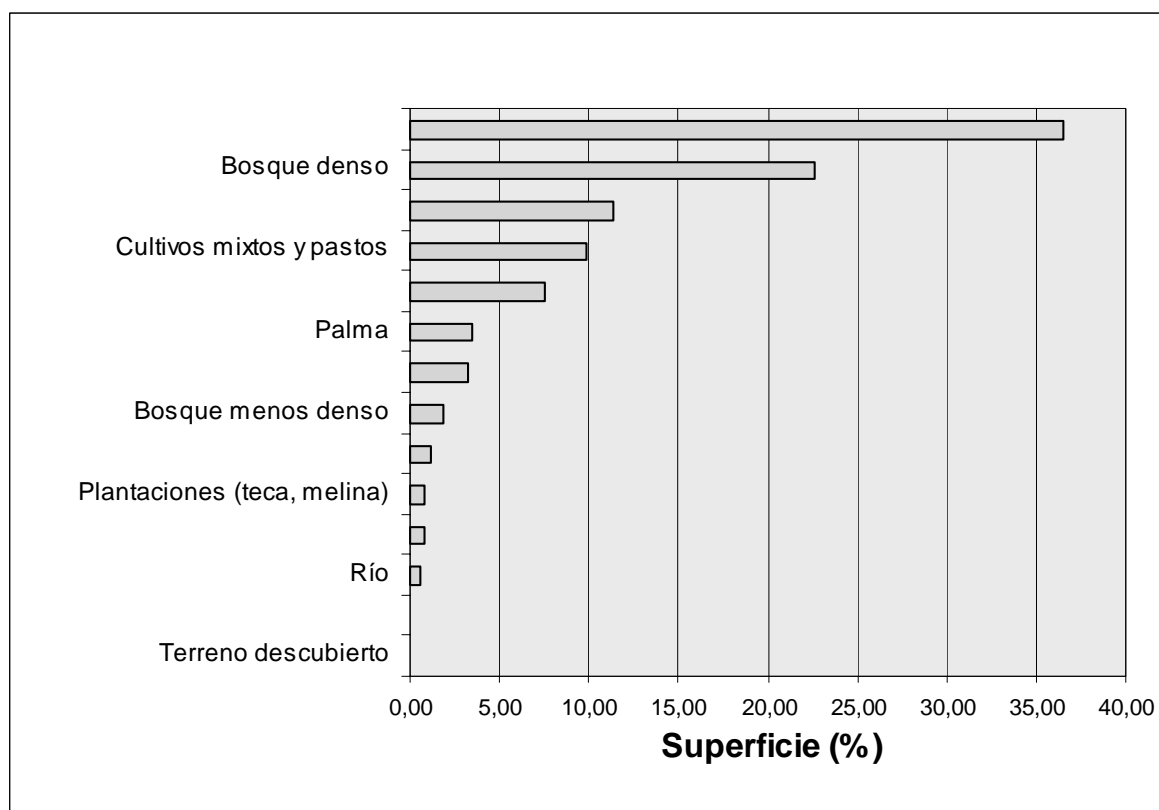
Los procesos sociales en esta parte de Costa Rica han estado muy influenciados por la actividad bananera desarrollada hasta mediados de la década de los 80, un modelo de enclave espacial que ha determinado la dinámica regional. Luego de entrar en crisis la producción bananera a finales de la década de los ochenta, muchas de las comunidades locales entraron en un proceso de carencia de políticas productivas, provocando un fuerte deterioro de las condiciones sociales.

Durante y posterior a la crisis bananera el Estado Costarricense por medio del Instituto de Desarrollo Agrario (IDA) implementó, como respuesta a esta crisis social, una política de asignación de tierras a los campesinos de la región, especialmente a ex empleados bananeros. La compra de tierras por parte del IDA, y el establecimiento de estos nuevos asentamientos, ocurrió en su mayoría sobre terrenos (llanuras aluviales) que fueron de la Compañía Bananera. Esto implicó la compra de tierras con limitaciones agroecológicas serias; toxicidad por cobre debido al uso de fertilizantes en las plantaciones de banano, mal drenaje, etc.

Estos nuevos asentamientos, localizados en sitios alrededor del Parque Nacional Piedras Blancas/ Refugio de Vida Silvestre Golfito, han venido a incrementar la presión social sobre los recursos naturales del área. Las deterioradas condiciones sociales han influido para que pobladores entren a cazar ilegalmente a los espacios protegidos (estatales), especialmente si se considera que la ausencia de empleos y opciones productivas, obliga a los campesinos a buscar nuevas iniciativas, donde la caza ilegal es una de las prácticas de supervivencia más comunes, así como lo es emigrar a nuevas áreas en busca de empleo. También es cierto que la práctica de caza ilegal se ve incrementada por personas ajenas a la zona quienes extraen y comercializan productos del bosque.

Sin embargo, no todo es presión sobre estos espacios protegidos. Dentro de estas mismas comunidades locales se encuentran grupos ambientalistas que trabajan en labores de vigilancia tal es el caso de los comités de vigilancia de los

Figura 6.4. Porcentajes de superficie cubierta según clase paisajística, PiedrasBlancas-Golfito



Fuente: Elaboración propia

Tabla 6.5. Porcentajes de superficie cubierta según clase paisajística, PiedrasBlancas-Golfito

Clase paisajística	Superficie (ha)	Superficie (%)
Terreno descubierto	23.55	0.06
Interamericana Sur	24.80	0.06
Río (cauce fluvial)	212.37	0.54
Poblados	314.93	0.80
Plantaciones (teca, melina)	330.67	0.84
Cultivos mixtos	448.86	1.14
Bosque menos denso	744.22	1.90
Charral (matorral)	1277.86	3.26
Palma	1346.42	3.43
Reserva V.S. Golfito	2965.30	7.56
Cultivos mixtos y pastos	3882.47	9.90
Pastos	4437.05	11.32
Bosque denso	8886.48	22.66
Parque Piedras Blancas	14318.36	36.51
Total	39213.32	100.00

Fuente: Elaboración propia

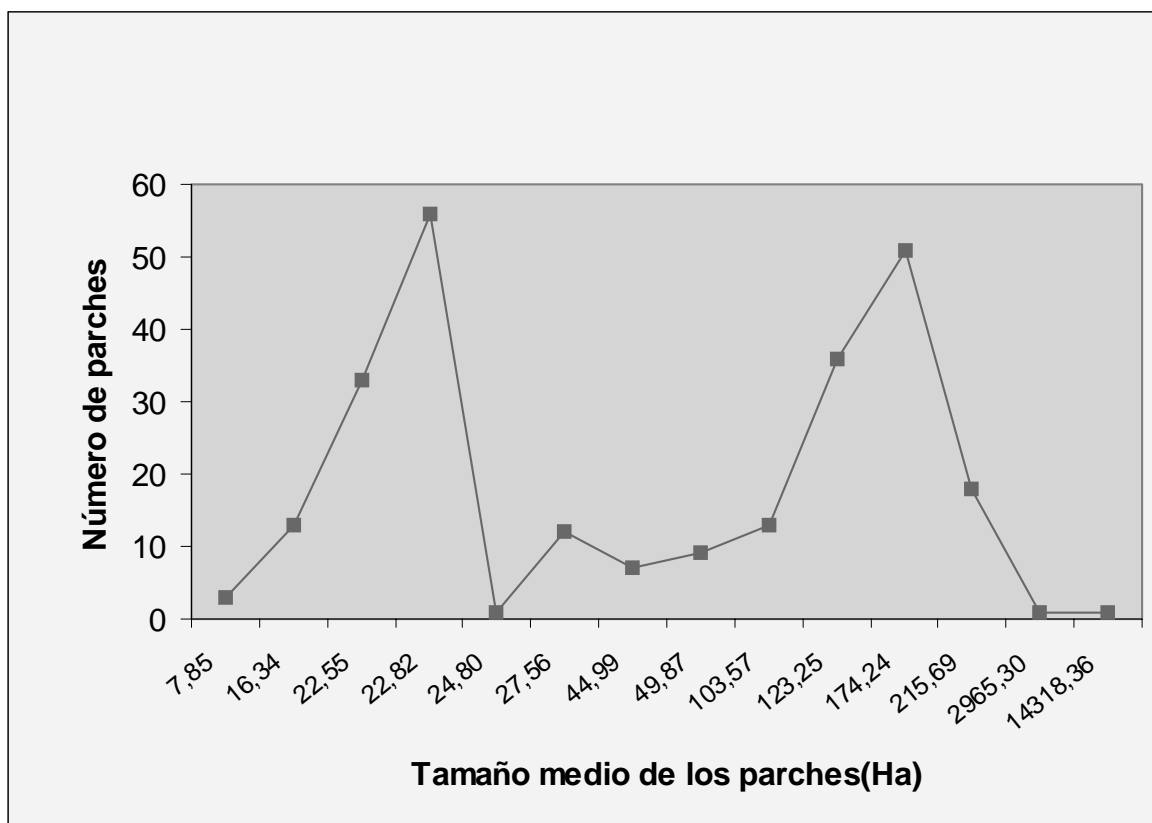
recursos naturales (COVIRENAS), así como agricultores que preservan sus bosques con fines de conservación.

La mayoría de estas comunidades locales están conformadas por pequeños y medianos productores agropecuarios (entre 2-30 ha pequeño; entre 30 y 100 ha mediano) los cuales constituyen un grupo social importante conformado por una unidad familiar. Unidades familiares que a pesar de la seria crisis socioeconómica y cultural que confrontan, son un agente social que potencia y dinamiza estos territorios. Sus limitaciones, respecto a la tierra misma (tierras agroecológicamente marginales), el acceso a los mercados, la carencia de capital, la escasa tecnología y su falta de visión empresarial, contrastan con una serie de potencialidades como son su identidad campesina, su apego a la tierra, sus actividades agropecuarias, sus paisajes rurales, sus recursos naturales etc. Potencialidades territoriales que podrían aprovecharse para dirigir un desarrollo turístico alternativo de iniciativa comunal que fortalezca estos espacios rurales campesinos.

Estas unidades familiares, constituidas por pequeños y medianos productores de la zona se caracterizan por la diversificación agropecuaria de sus fincas y la mano de obra familiar. Para estos campesinos tradicionales, la ganadería de carne constituye la fuente principal de ingresos económicos que les permite subsanar las necesidades materiales que no les brinda la finca.

En contraposición, a este grupo social que forma parte de las comunidades locales, se haya otro grupo social, que si bien no habita en estas comunidades, tiene presencia en la dinámica territorial, se trata de productores y corporaciones capitalistas nacionales y multinacionales propietarios de grandes extensiones de terrenos en las afueras del Parque, dedicados en su mayoría al cultivo de plantaciones de palma aceitera, plantaciones forestales, arroz y ganadería extensiva de carne bovina. Poseen además, el capital, la industria y amplio control de su mercado. Estas corporaciones son un agente social que articula estos espacios rurales, pero al no tener una identidad local, sino más bien unos intereses económicos particulares, no constituyen un agente clave de desarrollo local; son un agente con poder político sobre el territorio y la gestión de los recursos naturales, pero no un agente de desarrollo local.

Figura 6.5. Relación entre el número de parches y el tamaño medio Piedras Blancas- Golfito



Fuente: Elaboración propia

Tabla 6.6: Relación entre el número de parches y el tamaño medio Piedras Blancas- Golfito

Clase paisajística	Cantidad de parches (Num P)	Tamaño medio (TMP)	Desviación estándar DS
Interamericana Sur	1	24.80	0.00
Reserva V.S. Golfito	1	2965.30	0.00
Parque Piedras Blancas	1	14318.36	0.00
Terreno descubierto	3	7.85	5.11
Poblados	7	44.99	103.24
Cultivos mixtos	9	49.87	47.29
Plantaciones (teca, melina)	12	27.56	15.80
Río (cauce fluvial)	13	16.34	48.54
Palma	13	103.57	277.03
Cultivos mixtos y pastos	18	215.69	334.33
Bosque menos denso	33	22.55	34.97
Pastos	36	123.25	246.79
Bosque denso	51	174.24	725.20
Charral (matorral)	56	22.82	37.96

Fuente: Elaboración propia

6.5.3. Caracterización de la estructura paisajística del área de estudio

La fragmentación de los hábitats naturales conduce a la reducción de las poblaciones, de los intercambios y de los procesos de inmigración, pérdida que se traduce en pérdida de la biodiversidad (Forman y Godron 1986, Forman 1997, McIntyre 1995). Esta fragmentación tiene dos componentes principales: a) reducción y pérdida de la cantidad total del tipo de hábitat natural en un paisaje; y b) separación del hábitat remanente en fragmentos más pequeños y aislados.

Este proceso de fragmentación del paisaje vegetal también ha ocurrido en el área de estudio. Este proceso desencadenado con mayor fuerza en la segunda mitad del siglo XX, ha dejado como resultado, una estructura paisajística caracterizada por un mosaico de parches de bosque remanente denso y menos denso, dependiendo del grado de perturbación al que se han visto sometidos, dispersos por el territorio. Separados o bien conectados a través de diferentes elementos del paisaje que funcionan como rutas al movimiento de especies o como barreras.

En primer lugar, se debe aclarar que las superficies comprendidas por las dos figuras de conservación se incluyeron dentro del área total de estudio, lo que comporta a definir la matriz paisajística como forestal, constituida por el bosque tropical muy húmedo primario y secundario presente en el Parque y en la Reserva, cuya superficie total suman aproximadamente 17284 (44%) hectáreas de la superficie estudiada. El resto de parches de bosque denso y menos denso se distribuyen en la zona de amortiguamiento con tamaños diversos que en conjunto suman 9630 hectáreas (25%). Por tanto incluyendo el bosque denso y menos denso presente en las áreas de conservación y en la zona de amortiguamiento, alcanza 69% de la superficie total. Esta matriz forestal, constituye el ambiente en el cual se distribuyen espacialmente una serie de parches de menor tamaño, desde matorral, cultivos, plantaciones o espacios construidos. Desde el punto de vista de la fragmentación del bosque y su relación con los flujos de especies, la presencia de una matriz compuesta de bosque denso constituye un elemento favorable para el movimiento y permanencia de metapoblaciones faunísticas ya que estas pueden desplazarse con mayor facilidad y promover así el intercambio.

A continuación se presenta un análisis que muestra la composición y organización espacial de la zona de amortiguamiento del Parque Piedras Blancas (PNPB)

Tabla 6.7. Dimensión fractal (AWMPFD) y Distancia al Vecino Más Cercano (MNN), Piedras Blancas-Golfito

CLASES	AWMPFD	MNN
Interamericana Sur	1.75	
Lecho fluvial	1.53	
Pastos	1.34	177.69
Poblados o espacios construidos	1.35	1946.17
Cultivos mixtos y pastos	1.31	406.82
Bosque denso	1.29	238.49
Matorral	1.33	242.39
Reserva V.S. Golfito	1.26	
Bosque menos denso	1.32	419.53
Parque Piedras Blancas	1.22	
Cultivos mixtos	1.28	1519.79
Palma	1.24	296.91
Plantaciones (teca, melina)	1.26	1019.59
Terreno descubierto	1.28	3516.03

Fuente: Elaboración propia

y la Reserva de Vida Silvestre Golfito (RVSG). Entendida zona de amortiguamiento como el territorio aledaño a las áreas de conservación actual.

6.5.3.1. Composición y Superficie

Con base en la información y las herramientas cartográficas disponibles se identificaron y cartografiaron 14 tipos o clases paisajísticas (mapa 6.4), las cuales incluyen el Parque Nacional Piedras Blancas, el Refugio de Vida Silvestre Golfito, bosque denso y bosque menos denso de origen natural, matorral, plantaciones de teca y melina, palma, cultivos mixtos, pastos, terrenos descubiertos, poblados y lecho de río, de éste último solo se cartografiaron las áreas observables a la escala de análisis empleada (1: 40 000).

Tal y como se observa en la figura 6.1., el parche paisajístico que cubre la mayor extensión total del área de estudio es el Parque Nacional (PNPB) con una superficie de 14318 ha (36.5%), seguido del bosque denso con una superficie de 8886.5 hectáreas (22.7%). En tercer término se encuentran los pastos con 4437 ha (11 %), seguidos por cultivos mixtos/pastos con 3882.5 ha (10 %). Con superficies similares le siguen el charral con 1277.8 ha (3.26%) y el cultivo de palma

aceitera con 1346.42 (3.43 %). Con áreas totales aún menores se encuentran los cultivos mixtos (448,36 ha, 1,14 %) y las plantaciones de teca (330.67ha, 0,84%). Los poblados constituyen un área menor, dado evidentemente al carácter rural que tiene el área. El lecho fluvial, y la Interamericana Sur, elementos paisajísticos lineales, si bien presentan áreas totales pequeñas, son de gran importancia para los movimientos migratorios de especies ya que pueden ser elementos de conectividad o por el contrario barreras. Los espacios descubiertos constituyen un área realmente pequeña, son terrenos desprovistos de vegetación debido a la degradación o porque están en preparación para usos agrícolas.

6.5.3.2. Cantidad y tamaño medio de los parches según clase paisajística

La cantidad (NumP) y el tamaño medio (TMP) o promedio de los diferentes parches de cada una de las clases anteriormente descritas, son un indicador del grado de fragmentación paisajística del territorio. En el caso de los fragmentos de bosque, la tendencia general es que entre más cantidad o número de parches menor es su tamaño medio. Así encontramos dos grandes parches de bosque correspondientes a las dos figuras de conservación existentes en el área de estudio (el PNPB y la RVSG) con tamaños promedio de 14318 ha y 2965 ha respectivamente. Mientras que con tamaños medios de 174 ha encontramos 51 parches de bosque denso, distribuidos en toda el área de estudio. Sin embargo, la desviación estándar (416) respecto del tamaño medio, indica que existen parches de bosque denso casi el triple del tamaño medio. Esto se da en el sector comprendido entre la RVSG y la carretera interamericana, donde se presentan una sola masa de bosque propiedad del Estado (pertenece al Instituto de Desarrollo Agrario) y de una serie de propietarios privados. (Figura 6.2, y tabla adjunta)

En el caso de los parches de bosque menos denso se encuentran en su gran mayoría anexados a los parches de bosque denso. Sus tamaños medios (22 ha), son inferiores al bosque denso y se encuentran en menor cantidad (únicamente 33 parches).

Estos parches de bosque denso y menos denso son relictos del proceso de fragmentación que tuvo lugar en la década de los 50 con la expansión de la frontera agrícola hacia el sur del país, y donde el bosque natural fue cediendo

Tabla 6.8. Elementos de la Red Ecológica de Piedras Blancas-Golfito

ELEMENTOS DE LA RED	SUPERFICIE	
	(HA)	%
HÁBITATS NATURALES		
Áreas de Conservación	17283.66	44.07
Reserva V.S. Golfito		
Parque Piedras Blancas		
Parches Dispersos	11120.93	28..6
Bosque menos denso		
Charral		
Bosque denso		
Lecho fluvial (río)		
AGROECOSISTEMAS	10445.47	26.63
Plantaciones (teca, melina)		
Cultivos mixtos		
Palma		
Cultivos mixtos y pastos		
Pastos		
BARRERAS POTENCIALES	363.33	0.92
Terreno descubierto		
Interamericana Sur		
Poblados		

Fuente: Elaboración propia

lugar a los pastos y cultivos, cultivos tales como plantaciones de banano, arroz y más recientemente de palma aceitera.

En el presente trabajo se identificaron 36 parches de solo pasto, en su mayoría localizados en el piedemonte y las laderas de la Fila de Cal (sector este del área), dedicados a la ganadería de carne, cuyos tamaños medios tienen aproximadamente 123 ha. A estos parches de solo pasto podemos agregar los 18 parches de pastos con cultivos mixtos, dispersos en toda el área de estudio. Sin embargo, a diferencia de la clase anterior, estos parches de pastos con cultivos mixtos exhiben tamaños medios (216 ha) que casi doblan el de los pastos. Esto ocurre en los terrenos ubicados en los pequeños valles del sector que da a las laderas de la Fila de Cal, así como en unos sectores ubicados al este de la RVSG.

Los parches en los que los cultivos mixtos (arroz y los tubérculos, etc.) se encuentran separados de los pastos son pocos (9) y con tamaños medios relativamente pequeños (50 ha) en comparación con los pastos y pastos con cultivos mixtos.

En el caso de los parches de matorral (56), se encontró que aún cuando el tamaño medio (23 ha) de estos parches es similar a los de bosque menos denso, el matorral casi dobla en número (23 parches más) a los relictos de bosque menos denso. Este tipo de vegetación espontánea es producto de la regeneración natural de terrenos que antes estuvieron utilizados en agricultura o en ganadería, o bosques secundarios altamente alterados por la extracción maderera.

En el caso de la Palma, se identificaron 13 parches con tamaños medios de 103 ha, y la desviaciones estándar de 277 ha, mostrando así una gran variabilidad en cuanto al tamaño medio, es decir que hay parches que doblan el tamaño medio.

6.5.3.3. Dimensión fractal (AWMPFD) y grado de agrupamiento de los parches (NNN)

Tal y como era de esperarse (ver tabla 6.7), las formas que expresan mayor complejidad paisajística corresponden a la carretera (AWMPFD = 1,75) y al lecho del río (1,53), clases que a pesar de ser opuestas en cuanto a origen; una de origen natural y la otra artificial. Los pastos, los cultivos mixtos con pastos, el charral, el bosque menos denso, así como los poblados le siguen en complejidad con dimensiones fractales entre 1,35 y 1,31 (tabla 6.7). Con valores fractales menores entre 1,29 y 1,26 encontramos las clases de bosque denso, cultivos mixtos, la RVSG, asimismo las plantaciones de teca-melina, y por último con el fractal menor se encuentra el PNPB y las plantaciones de palma aceitera. Estos fractales tan bajos en bosques naturales contrastan con los enunciados en la literatura donde se sugieren fractales con valores esperados entre 1.3 y 1.4 (Iverson, 1988). Los fractales del bosque en el área de estudio, muestran por el contrario formas regulares promedio cercanas a un círculo.

Una manera de evaluar la distribución espacial de las clases paisajísticas, y por tanto del grado de conexión física entre los parches de una misma clase, es a

través del índice del Vecino más Cercano (NNN). Este índice calcula la distancia más corta (euclidiana) entre dos parches de la misma clase.

Los resultados muestran que a pesar del alto grado fragmentación y heterogeneidad paisajística presente en la zona de amortiguamiento del Parque, el territorio expresa un alto grado de conexión física entre los parques de bosque denso remanentes, así como los parches de bosque menos denso. El NNN para el bosque denso es de 238 metros, el bosque menos denso con 419 metros, y el matorral con 242 metros. (tabla 6.4). Además, una característica importante es la gran distribución espacial (NNN = 1946 m) de los poblados o espacios construidos,

Además, de su poco grado urbanístico (con excepción de Golfito). Los pastos o pastizales, están mayoritariamente localizados en las laderas occidentales de allí que el NNN sea bajo (177). En el caso de los cultivos, los mixtos se localizan tanto en la llanura aluvial (cerca de las Gambas y Piedras Blancas) o en los pequeños valles del interior. De allí que el NNN alcance hasta más de un kilómetro de distancia promedio (1519 metros). Las plantaciones de palma africana están bastante localizadas, básicamente en la llanura aluvial y en el sector norte del Parque Piedras Blancas. Este agrupamiento se refleja en el valor relativamente bajo del NNN, que alcanza tan solo 296.9 m. En el caso de las plantaciones forestales de teca y melina, una actividad forestal comercial desarrollada fuertemente en la década de los 90 en la zona sur del país, muestra un NNN elevado (1019 m). Lo que significa que está distribuido por buena parte del territorio.

6.5.4. Estructura de la Red Ecológica de Piedras Blancas-Golfito

6.5.4. 1. Estructura general

La tabla 6.5 resume los 3 grandes elementos que configuran la estructura del mosaico paisajístico del área de estudio. El agrupamiento está basado en la composición de los usos y cubiertas del suelo. A partir de los cuales se estableció un grupo de elementos paisajísticos que caracterizan los agroecosistemas, con una superficie del 26.63 % (10445.47 ha) de la superficie total estudiada (39213 ha aproximadamente), compuesto por los diferentes tipos de cultivos, pastos o pastizales, así como las plantaciones forestales de teca y melina, y la palma aceitera.

En el grupo de los hábitats naturales (28404.59 ha; 73% de la superficie total) se subdividió en dos grupos, por un lado las dos figuras de conservación (17283 ha; 44 % del área total de estudio), y por otro lado, un grupo constituido por los parches de bosque denso y menos denso localizados en la zona de amortiguamiento, así como el charral o matorral formado por vegetación densa propia de un estado avanzado de sucesión natural del bosque tropical. El lecho fluvial, un elemento natural, también se incluyó en este grupo. Aunque se debe señalar que, el lecho fluvial (río) si bien es un corredor de flujos de agua, sedimentos, etc., en algunos casos y en algunos momentos, puede actuar como barrera. En su conjunto, este segundo grupo abarca el 28.36 % de la superficie total del área de estudio (11120.93 ha).

Esta subdivisión se realizó con la finalidad de evaluar la estructura de la zona de amortiguamiento de manera separada, dejando así a las dos figuras de conservación el papel nodal que en la realidad ya están cumpliendo al ser zonas protegidas y a las características de estos hábitats naturales constituidos mayoritariamente de bosque tropical muy húmedo primario.

Finalmente, se agruparon aquellos elementos paisajísticos que constituyen barreras potenciales al movimiento de ciertas especies, como son las carreteras (Interamericana Sur), los espacios construidos (poblados), los terrenos descubiertos o denudados. Las barreras constituyen además elementos potenciales de perturbación de los hábitats naturales, por ejemplo actividades como la cacería ilegal de la fauna silvestre o la extracción ilegal de madera, se ven facilitadas por la presencia local de las vías de acceso (carreteras, caminos forestales, etc.) a los hábitats fuente (nodos). En el área de estudio, si bien los poblados son pequeños y dispersos, las oficinas del MINAE reportan constantemente estas actividades extractivas. Aunque en la mayoría de los casos ambas actividades son llevadas a cabo por pobladores foráneos. Un elemento que también produce impacto para ciertas especies es la presencia de la Interamericana Sur, la vía de acceso con mayor flujo vehicular de la zona Sur del país, unido a la presencia de grandes superficies de pastos sin árboles minimizando el flujo potencial de las especies entre las áreas de conservación (PNPB y RVSG) y los parches de bosque ubicados entre estas barreras potenciales (mapa 6.4 y 6.5)

6.5.4.2. *Definición de parches nodales y estructuras de conexión física*

Utilizando como criterio de definición de la matriz el elemento (uso o cubierta del suelo) con la superficie el porcentaje mayor de superficie total sugerida en la literatura (Forman y Godrón 1986, Farina, 1998, Burel y Baudry 2002), se establece que la matriz paisajística del área de estudio es una matriz forestal, constituida mayoritariamente por el bosque denso y menos denso, y en menor medida por el matorral. Sin embargo, considerando que: 1) los parches de bosque denso, incluyendo las dos áreas de conservación cuya superficie es mayoritariamente bosque denso, son en la realidad nodos o hábitats fuente, 2) los parches agrícolas y pecuarios si bien son piezas de menor tamaño insertadas en esa gran matriz de vegetación arbórea, muchos de estos parches agroecológicos superan en tamaño y conectividad física los fragmentos de bosque natural nodal que aún se mantienen en la zona de amortiguamiento, 3) la superficie total del grupo de hábitats naturales constituido por los parches de bosque denso, menos denso y matorral, apenas supera en 1.73% la superficie de los agroecosistemas, la matriz fue redefinida quedando esta como compuesta por los agroecosistemas y los hábitats naturales como los nodos y el corredor.

El siguiente paso fue establecer criterios para diferenciar los parches nodales de los parches corredor, ambos comprendidos dentro de los hábitats naturales. Para ello se emplearon los siguientes criterios. En primer lugar el tipo y calidad del hábitat. Por tanto los parches de bosque denso fueron seleccionados como los hábitats de mejor calidad. Sin embargo, no todos los parches de bosque natural denso constituyen parches fuente o nodal, eso depende del tamaño y la forma que estos posean (Burel y Baudry, 2002; Forman 1997). Parches con superficies iguales pero con formas diferentes (unos redondeados y otros delgados y alargados) actúan también diferente (Forman 1997, McIntyre, 1995). En el área de estudio se detectaron dos parches de bosque con superficies entre 150 y 190 ha), sin embargo no se dejaron como corredor debido a que sus formas eran angostas y alargadas, aunque por superficie cubierta podrían ser nodos.

Por tanto, el criterio que se empleó para definir los nodos fue el de tamaños superiores a 250 ha (mapa 6.5). El resto de parches de bosque denso, conjuntamente con los parches de bosque menos denso, matorral y el cauce del río, se

consideraron parte de la estructura del corredor, es decir la ruta potencial de desplazamiento de la fauna entre nodo y nodo. Los parches nodo como fuente de expulsión e inmigración de la fauna silvestre.

6.5.5. Propuestas de Actuación

Antes de hacer referencia a las propuestas de actuación, es importante señalar que debido a la complejidad faunística y florística que caracteriza estos hábitats naturales, típicos del bosque tropical muy húmedo, la propuesta de un corredor potencial, así como la definición de los parches nodos, solo puede ser entendida a través de un estudio a escala de detalle sobre las características ambientales de estas estructuras así como a través del estudio de los patrones de movilidad que tienen las especies dentro de este territorio, particularmente de especies denominadas claves en los procesos migratorios. Aspectos incluidos dentro del proyecto en el que se enmarca esta investigación, dirigido por la Escuela de Geografía de la Universidad Nacional.

Por tanto, las propuestas de actuación que se pueden hacer son muy generales, hasta tanto no se conozca realmente el carácter funcional de la Red identificada únicamente a partir de elementos estructurales.

En ese sentido, tres serían las propuestas de actuación que podrían realizarse.

1. Incluir los parches nodo dentro del sistema de Pago de Servicios Ambientales administrado por FONAFIFO. De tal manera que los propietarios reciban unos incentivos económicos al tiempo que preservan estos hábitats. En la práctica estos nodos de bosque normalmente pertenecen a diferentes propietarios. Para que estos fragmentos de bosque entren a este Servicio, necesitan de la elaboración de un Plan de Manejo y Conservación Forestal, y por tanto de un regente que elabore el Plan e inspeccione las parcelas durante al menos 2 años. El problema sin embargo se da porque muchos de los regentes no aceptan el proceso si el tamaño de las parcelas de bosque es inferior a 100 ha. La solución por tanto es que varios propietarios vecinos elaboren los Planes conjuntamente. Para ello primero se ha de identificar esos parches de bosque vecino. Un proceso que se ha elaborado en la presente investigación. El paso siguiente será por tanto que

los regentes conozcan esta propuesta, puedan ubicar las zonas y contactar los propietarios.

2. Una segunda propuesta que se plantea, es potenciar proyectos rurales del turismo de naturaleza en el que se preserven y respeten los hábitats naturales al tiempo que se genere una actividad que mejore su situación socioeconómica actual. A nivel local se observan algunas experiencias de este tipo, sobre todo de fincas que limitan con el Parque Nacional Piedras Blancas. Son pequeños proyectos familiares que promueven la educación ambiental a través de visitas guiadas al bosque. Sin embargo, existen otros sectores más alejados del Parque, en los que también se podría potenciar este tipo de actividad.

3. La tercera actuación que podría efectuarse, es la creación, mediante redoblamiento con especies nativas, de hileras de árboles en aquellos pastos sin vegetación arbórea, de manera tal que conecten los parches de bosque. Los agricultores normalmente mantienen unos 10 o 50 metros de vegetación arbórea a ambos márgenes del lecho fluvial, sin embargo en los pastizales esto no es muy común, sobre todo en zonas con climas tan húmedos como estos, en los que se refiere la mayor luminosidad posible para secar los suelos. Sin embargo, hileras delgadas podrían no afectar las actividades normales de los productores, al tiempo que se fortalece la red ecológica.

VII. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AMBIENTES DE BORDE («EDGE HÁBITATS»)

7. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AMBIENTES BORDE (HÁBITATS EDGE)

7.1. Introducción

Los ambientes borde (edges) son hábitats fronterizos cuyas características ecológicas son diferentes a los hábitats adyacentes (Leopold, 1993) y presentan además una mayor diversidad biológica (Risser, 1995) debido precisamente a que constituyen áreas de transición entre dos o más comunidades vegetales adyacentes (Clements, 1987). En términos más prácticos, el edge es la franja exterior de un parche de bosque cuyo ambiente es significativamente diferente al interior del parche, diverso en términos de microclima, topografía, suelos, etc., y en términos de composición y abundancia de especies vegetales (Forman y Godron, 1986). En territorios amplios y fragmentados, la presencia de hábitats borde tiene un efecto emergente sobre las especies animales (Lidicker, 1999). Hábitats borde como los setos herbáceos, arbóreos o arbustivos pueden actuar como estructuras de dispersión de ciertas especies animales (Sarlöv Herlin et al, 2000), inclusive como hábitats. Algunos hábitats sin embargo pueden actuar como trampas según de que especie se trate.

Existe también la idea de que en bosques tan perturbados como los del mediterráneo, la diversidad vegetal entre los bordes del bosque y su interior no varía significativamente. Sin embargo es tema hasta ahora poco estudiado, ya que la mayoría de estudios proceden de las zonas templadas y tropicales. Otro aspecto importante es el efecto que tiene la composición de los parches adyacentes, sobre todo si estos son muy diferentes en origen, estructura y composición en la abundancia y diversidad de especies vegetales de las zonas edge. Por ejemplo, Baudry et al. (1998) estudiaron la diversidad de la estructura de la vegetación en los bordes de los campos de cultivos en una zona de "bocage" en Francia. Su estudio, a escala de explotación agrícola, correlaciona una serie de variables de tipo agronómico, económico y cultural, llegando a la conclusión de que la diversidad vegetal de los bordes es más compleja de lo que comúnmente se percibe, una complejidad ligada a la estructura del parche adyacente, como a la utilización misma de la parcela contigua -o del bosque-.

La presente investigación sobre los hábitats borde en un bosque de alcornoques en un ambiente mediterráneo, es solo un pequeño aporte al estudio de la complejidad que envuelve estos ecosistemas marginales.

7.2. Objetivo General:

Caracterizar los ambientes borde empleando diversos dos criterios distintos:

- a) según su origen y estructura y
- b) según la diversidad florística empleando para ello dos escalas de detalle diferentes.

7.2.1. Objetivos Específicos:

7.2.1.1. Identificar los hábitats borde en territorios extensos mediante criterios de composición (origen), y de estructura (tamaño y forma) a una escala media.

7.2.1.2. Analizar el efecto borde en la diversidad de especies vegetales de un bosque de alcornocal a escala de detalle.

7.2.1.3. Analizar el efecto de los hábitats adyacentes en la diversidad de especies vegetales de los hábitats borde en un bosque de alcornocal a escala de detalle.

7.3. Materiales y Métodos

Para el objetivo 7.2.1.1, se empleó el Mont-Roig, al NW de Biure, cerca del Pantano de Boadella. Todos dentro de un bosque de alcornoques. En cada punto se realizaron 3 inventarios, siguiendo un transecto de 30 metros de longitud desde el borde del bosque hacia el interior, y un radio de 5 m de ancho.

7.4. Resultados

7.4.1. Clasificación preliminar de los hábitats borde según composición y estructura: Una aproximación metodológica.

Cuando se quiere tener una idea general y preliminar sobre la localización de posibles hábitats borde, particularmente cuando se está en presencia de grandes extensiones territoriales, para luego ser estudiados a un mayor detalle, a través de muestreos de vegetación o de movimientos de especies de fauna, etc., un procedimiento metodológico y sencillo consiste en la utilización de los mapas de usos y cubiertas del suelo, o mejor los mapas de vegetación, como información básica para realizar una clasificación de hábitats según composición y estructura. Cuanto mayor sea el detalle topológico y corológico, mejor será el resultado.

Para este estudio, se empleó el mismo mapa de usos y cubiertas del suelo de la comarca del Alt Empordà, para el 2001. Se seleccionó un sector que va desde Biure hasta las Salines.

El primer criterio que se siguió fue el de la composición de los parches. De acuerdo con ello se seleccionaron únicamente los hábitats naturales (vegetación arbórea, matorral, vegetación de ribera y mosaico de bosque de ribera) y los agroecosistemas (praderas y cultivos/pastizales básicamente). Los agroecosistemas, según su origen, son zonas que pueden considerarse hábitats borde o ambientes marginales. Por tanto, el paso siguiente es definir entre los hábitats naturales, a esta escala meso, los hábitats de interior y los hábitats edge.

El criterio a seguir fue el de grado de naturalidad o sucesión vegetal en primer lugar, por tanto la vegetación arbórea y el bosque de ribera serían los hábitats de interior. Sin embargo, no solo por la forma delgada que caracteriza estos bosques de ribera, sino por la función de zona de transición que estos cumplen, estos parches más que bosques de interior son hábitats edge (Forman y Godron, 1986). Conclusión, los hábitats de interior fueron considerados solo aquellos parches de vegetación arbórea, y el resto de parches (tanto de origen natural como cultural) fueron clasificados como hábitats borde o zonas de transición y de aporte de biodiversidad a los hábitats de interior.

Sin embargo, no todos los parches de vegetación arbórea, a esta escala meso, constituyen hábitats de interior; algunos parches podrían por sus tamaños o sus formas ser hábitats edge. Se ensayaron diferentes índices estructurales para evaluar este aspecto (Tabla 7.1.). Sin embargo, 3 fueron los criterios más relevantes para diferenciar estos hábitats: el tamaño de cada parche de vegetación arbórea (ha) y la densidad del edge (ED). De acuerdo con estos criterios, los hábitats de interior correspondientes a parches de vegetación arbórea fueron aquellos con superficies superiores a 100 ha y con un índice ED inferior a 1. Esto significa que el resto de parches de vegetación arbórea se clasificaron como ambientes borde.

El hecho de que la mayoría de indicadores no permitiera observar diferencias entre los parches, se debe al poco detalle a que están elaborados los mapas de uso y cubierta del suelo. Además, el cálculo de la dimensión fractal (DF) que se supone es un criterio fundamental para la identificación de estos hábitats, no mostró diferencias significativas probablemente por el hecho de que en el cálculo de la dimensión se empleó el procedimiento del Patch Analysis el cual asume un valor de $k=1$ (ecuación 3). Lo más recomendable sería calcular el valor k a partir de correlación empírica con los datos de perímetro y área de cada parche.

Tabla 7.1. Características estructurales de los parches de vegetación arbórea con tamaños superiores a 100 hectáreas.

ID	ED	MSI	MPAR	AREA (ha)	SI	FD
1	9.76	6.11	24.19	8064	6.11	1.33
4	2.46	4.47	51.10	964	4.44	1.34
8	1.01	2.77	47.80	423	2.77	1.29
7	2.41	5.97	93.70	512	5.97	1.39
6	1.76	3.41	42.19	823	3.41	1.31
5	1.46	2.77	33.39	870	2.77	1.28
3	3.24	3.67	25.69	2515	3.63	1.29
2	7.23	5.97	31.09	4620	5.97	1.34
10	0.66	3.07	90.20	145	3.07	1.33

Fuente: Elaboración propia

7.4.2. Diversidad en la abundancia y composición de la vegetación: El caso del alcornocal de Mont-Roig, Biure.

7.4.2.1 Caracterización del área de estudio

Para el análisis de la diversidad de los ambientes borde o "edges" se eligió un parche de bosque constituido por el alcornocal ubicado en los alrededores del Mont-Roig, al NW de Biure, en las cercanías del Pantano de Boadella.

La comunidad de alcornoques en este sector, al igual que en las inmediaciones del Pantano de Boadella, está constituida por la asociación *Quercetum ilicis quercetosum suberis*. Ubicada dentro del dominio zonal de la región mediterránea de litoral o tierras boreomediterráneas subhúmedas, ocupando el área potencial del dominio del encinar.

La mayor parte de estos bosques han sido introducidos durante los siglos XVIII y XIX, favorecidos por la rentabilidad económica en la producción del corcho.

La comunidad está mayormente desarrollada sobre substrato silíceo y suelos arenosos, ligeros.

En ella se distinguen los bosques que aún están bajo manejo forestal y aquellos que han sido abandonados, lo que hace que la estructura vertical y horizontal del bosque, varíen, así como la abundancia de especies. Otro aspecto importante que influye en la abundancia y diversidad de especies del edge es el tipo de hábitat adyacente al bosque. En este caso, los hábitats adyacentes son campos de cultivos herbáceos, pastizales, vegetación de ribera y un sector rocoso constituido por garrigas.

Además de las condiciones similares en cuanto a suelo, la otra característica en común es la pendiente. Un relieve plano de aproximadamente 2° y unos suelos arenosos. Las diferencias las constituyen el tipo de parche adyacente y la distancia del borde al interior.

7.4.2.2. Estructura vertical y horizontal de la vegetación

El manejo forestal para el aprovechamiento de corcho ha estructurado la mayoría de los bosques de alcornoques en tres estratos: arbóreo, arbustivo y

herbáceo. Estos bosques por sus copas poco densas permiten una gran entrada de luz posibilitando así el desarrollo de un importante estrato arbustivo y herbáceo. En bosques con poco o ningún manejo forestal, este estrato arbustivo y herbáceo está más desarrollado que en aquellos bosques donde el manejo para la extracción del corcho es más intensa.

El estrato arbóreo de estos bosques, dominado por el *Quercus suber* presenta en su mayoría un recubrimiento del estrato arbóreo alto entre el 50 y el 80 % y una altura de aproximadamente 12 metros en promedio. Un estrato arbustivo bajo entre 1 y 2 metros de altura y un recubrimiento menor del 25%. Tanto el recubrimiento como la altura de ambos estratos, depende de las características del manejo forestal. Bosques manejados permanentemente mantienen mayores recubrimientos del estrato arbóreo (*Q.suber*) y menores recubrimientos del estrato arbustivo debido a continuas limpiezas del suelo. El estrato arbustivo está mayormente dominado por las brollas silíceas.

El estrato herbáceo (0.3 metros de altura), varía entre el 20 y el 80 % de recubrimiento, dependiendo del manejo y de su ubicación dentro del bosque (en el margen o en el interior).

7.4. 2.3. Composición florística

La especie dominante de esta asociación es el *Quercus suber*. En algunos sectores más húmedos y menos manejados, aparecen especies caducifolias como el *Quercus humilis*, y especies características del encinar como el *Quercus ilex*, *Viburnum tinus*, *Asparagus acutifolius*, *Smilax aspera*, *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus*, *Hedera helix*, *Lonicera implexa*.

El aspecto esclarecido y abierto del alcornocal, sobre todo en sitios con un manejo menos intensivo donde la limpieza del sotobosque es menos frecuente, favorece la abundancia de las plantas de brolla silicícola del Cistion, como *Cistus monspeliensis*, *Cistus albidus*, *Cistus salviifolius*, *Erica arborea*, *Erica scoparia*, *Calicotome spinosa*, *Ulex parviflorus*, *Lavandula stoechas*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus vulgaris*, *Calluna vulgaris*, *Genista mospessulana*, *Genista pilosa*, *Teucrium chamaedrys*, *Phillyrea latifolia*, *Spartium junceum*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Dorycnium hirsutum*, *Daphne gnidium*, *Ruta chalepensis*,

Ligustrum vulgare, *Clematis flammula*, *Hedera helix*, *Lonicera etrusca*, *Rubus sp.*, *Rosa sp.*, *Clematis vitalba*, y *Quercus coccifera*.

La composición florística herbácea está ligada a los suelos oligotróficos, a la escasez de humedad, y a la insolación, así como al estado de degradación del bosque o al manejo forestal en este caso. Algunas de las especies encontradas en estos fragmentos de bosque, son especies características del encinar como por ejemplo *Teucrium scorodonia*, *Prunella vulgaris*, *Pteridium aquilinum*, *Viola alba*, *Brachypodium sylvaticum*, *Geranium sp.*, *Asplenium adianthum-nigrum* entre otras. Así como especies herbáceas de sitios más marginales como *Galium maritimum*, *Brachypodium retusum* o la *Euphorbia characias*, *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Pistacea lentiscus*, entre otras.

7.5. Diversidad de los ambientes de borde

Dos son las hipótesis bajo las cuales se estudiaron las zonas borde del bosque de alcornocal. La primera, fue que en hábitats naturales altamente perturbados, como el caso de la mayor parte de los dominios potenciales del alcornocal y el encinar, de la cual forma parte esta área de trabajo, donde los parches de bosque presentes son el resultado de plantaciones con objetivos económicos y no una comunidad climax producto de un proceso de regeneración natural de la vegetación, a escala de detalle (metros), no existen diferencias significativas entre la diversidad de especies vegetales entre el margen y el interior del parche de bosque. La segunda hipótesis de investigación señala que la diversidad vegetal de los hábitats borde está más bien influenciada por el tipo de parche adyacente, un cultivo, un mosaico de vegetación de ribera, un pastizal, una garriga, etc.

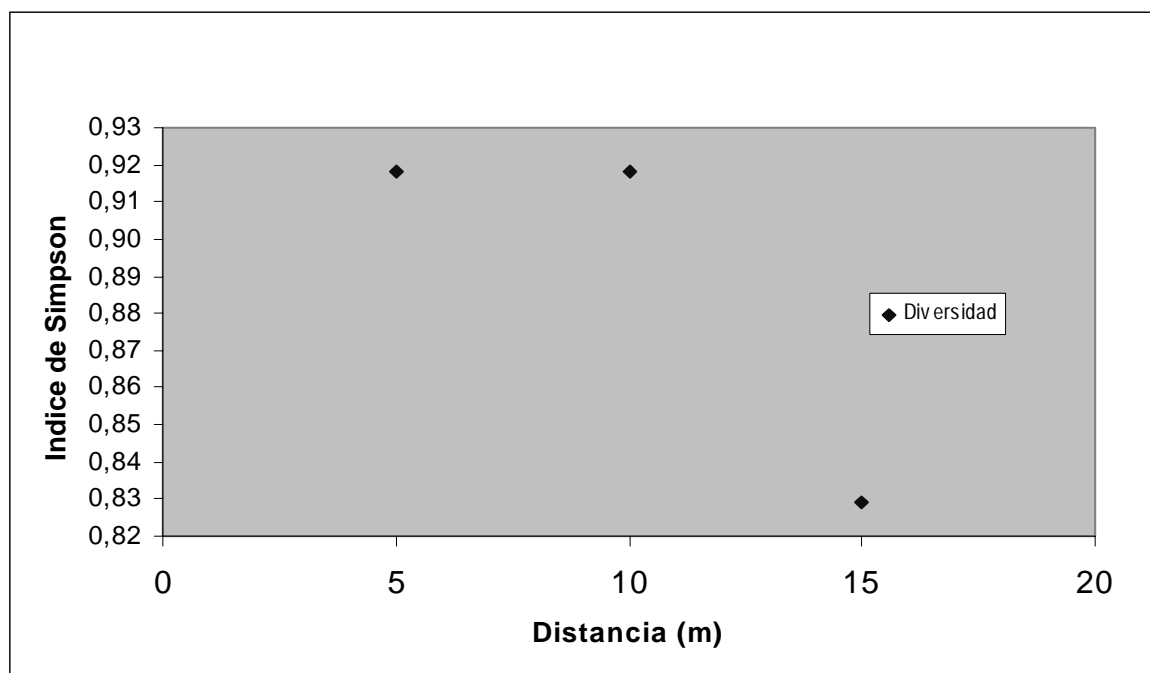
Respecto a la hipótesis primera, los resultados rechazan la hipótesis de investigación ya que los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas. Dos índices fueron utilizados para elaborar el análisis, el cociente Número de especies/área, que muestra la riqueza del sitio, y el índice de diversidad de Simpson que señala la diversidad de especies considerando el conjunto de los sitios de muestreo.

Los resultados mostraron que existe no solamente un efecto de adyacencia en la abundancia de especies sino también un efecto exclusivamente de la relación

borde/interior. Cuando se incluyó el sitio con el mosaico de vegetación de ribera como parche adyacente, los primeros 20 metros no mostraron diferencias significativas, pero entre los 20 y los 30 metros se produjo un descenso significativo en la abundancia y la diversidad (Figura 7.1).

Por el contrario, cuando se excluyó este sitio del análisis, los resultados mostraron un incremento significativo en la abundancia de especies vegetales desde

Figura 7.1. Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando la diversidad de parche adyacente.



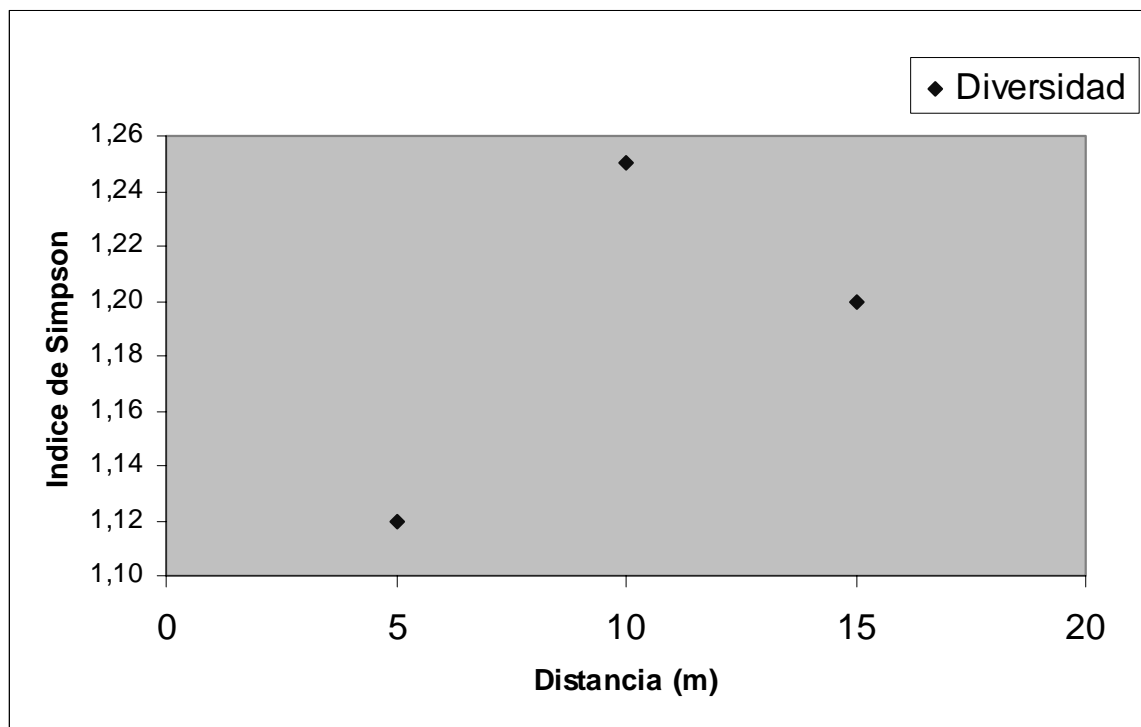
Fuente:Elaboración propia a partir de la tabla 7.2.

Tabla 7.2: Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando la diversidad de parche adyacente.

PARCHE ADYACENTE	SITIO	DISTANCIA (m)					
		0-10		10-20-		20-30	
		No.Especies	Coef No/área	No.Especies	Coef No/área	No.Especies	Coef No/área
Cultivos herbáceos	A	29	0.339585758	23	0.26932664	30	0.35129561
Cultivos herbáceos	B	23	0.269326636	21	0.24590693	20	0.23419707
Cultivos herbáceos	C	24	0.281036489	24	0.28103649	21	0.24590693
Cultivos/mosaico de veg.ribera	D	17	0.199067513	25	0.29274634	32	0.37471532
Total			1.089.016.396		10.890.164		120.611.493
		I.Simpson	0.91825982		0.91825982		0.82910838

Fuente: Elaboración propia

Figura 7.2. Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando únicamente los cultivos herbáceos como parche adyacente.



Fuente: Elaboración propia

Tabla 7.3. Riqueza y diversidad de especies vegetales considerando únicamente los cultivos herbáceos como parche adyacente.

PARCHE ADYACENTE	SITIO	DISTANCIA (m)					
		0-10		10-20-		20-30	
		No.Especies	Coef No/área	No.Especies	Coef No/área	No.Especies	Coef No/área
Cultivos herbáceos	A	29	0.339585758	23	0.26932664	30	0.35129561
Cultivos herbáceos	B	23	0.269326636	21	0.24590693	20	0.23419707
Cultivos herbáceos	C	24	0.281036489	24	0.28103649	21	0.24590693
Total			0.889948883		0.79627005		0.83139961

Fuente: Elaboración propia

el borde hasta los 20 metros de longitud, para luego descender en los próximos 10 metros, aunque con una diversidad superior a la de los primeros 10 metros (ver figura 7.2)

Los resultados muestran por un lado, el efecto de los hábitats o parches adyacentes en la diversidad de especies en los bordes. Los cultivos parecen ser los hábitats que aportan más diversidad a las zonas borde. Los resultados también muestran como la diversidad de las especies vegetales sobre todo especies ruderales y de la brolla silicícola, se incrementa en los primeros 20 metros pero luego su abundancia y diversidad disminuyen.

VIII. CONCLUSIONES

VIII.CONCLUSIONES

Dos han sido los objetivos básicos planteados en la presente investigación. El primero, orientado a la aplicación empírica de algunos de los conceptos, métodos y técnicas utilizados por la Ecología del Paisaje en el estudio de la estructura del paisaje, así como a la elaboración de un diagnóstico sobre las tendencias pasadas y la situación reciente en la organización espacial del mosaico paisajístico, particularmente los procesos de fragmentación, homogeneización y pérdida de hábitats naturales debido a los procesos históricos de ocupación del suelo.

El segundo objetivo consistió en aplicar algunos de estos instrumentos teórico-metodológicos para evaluar la situación reciente las redes ecológicas, estructuras paisajísticas que contienen hábitats nodales, corredores, hábitats edge así como un entorno denominado matriz.

Siguiendo estos dos aspectos de la investigación, a continuación se exponen las conclusiones generales a que se ha llegado en este trabajo.

Metodológicamente, varios aspectos fueron básicos para el análisis de la estructura del mosaico paisajístico.

En primer lugar, la posibilidad de emplear los usos y cubiertas del suelo como las clases o categorías paisajísticas, las cuales en definitiva integran los elementos bióticos, abióticos con las actividades humanas. Son un símbolo de la relación sociedad-naturaleza en un tiempo y un espacio dado. Un instrumento ampliamente conocido y utilizado por los geógrafos.

Otro aspecto importante que facilitó el análisis espacial, fue la calidad de las bases de datos de los mapas de usos y cubiertas del suelo, donde si bien se presentaron una serie de limitaciones el balance general es positivo.

El hecho de utilizar información para ambos años (1957 y 2001) en un mismo formato (vectorial), y contar con fuentes (fotos aéreas) y escalas similares (1:33000; 1:25000), permitió agilizar los procesos de recopilación de información, elaboración de las bases de datos espaciales y corrección de estas. Aún así siempre se produjeron los errores típicos al emplear escalas y sensores remotos con resoluciones distintas. Estos errores no afectan el análisis de la estructura del paisaje empleando el Patch Analysis, ya que los atributos del mosaico paisajístico (tipo, superficie total, tamaño, forma, arreglo espacial) se estiman para cada año de manera separada, y el análisis de los cambios o tendencias no se hace por superposición de mapas. Sin embargo, el cálculo tradicional de los cambios de uso y cubiertas del suelo a partir de la superposición de mapas de diferentes períodos, si puede incurrir en mayores errores debido a variaciones de las bases de datos, desde errores de escala, calidad del material, hasta la ortorrectificación de las fotos. Para grandes extensiones y paisajes homogéneos, estos errores no son tan significativos, pero si los paisajes son muy diversos, como en el caso del litoral, los errores son más significativos y pueden producir resultados equivocados.

Respecto al método y procedimiento de evaluación de la estructura del paisaje empleado en el territorio de la Comarca del Alt Empordà, su aplicación ha permitido conocer tanto fortalezas como limitaciones. Antes de hacer referencia a ellas, es importante señalar que la metodología y los instrumentos técnicos empleados en esta investigación son uno entre los varios procedimientos metodológicos y técnicos que existen actualmente en la Ecología del Paisaje para caracterizar la estructura y evaluar los cambios espacio- temporales del mosaico paisajístico. Las siguientes son algunas de las fortalezas de la metodología empleada, la cual se basó en el cálculo de índices de composición y estructura según tipos de parches identificados con los respectivos usos y cubiertas del suelo y según unidades paisajísticas identificadas.

1. La matriz de cambios, realizada a partir de la superposición en un Sistema de Información Geográfica de los mapas de usos y cubiertas del suelo de 1957 y 2001, permitió conocer los cambios en la ocupación del suelo durante este período. Sin embargo, los valores tienen un significado relativo debido a los errores típicos en este tipo de modelo.

2. El análisis espacial de la estructura paisajística a partir de un programa como el Patch Analysis, diseñado para evaluar atributos como superficie total, cantidad de parches, tamaño medio y mediano de los parches, forma, arreglo espacial, diversidad y abundancia) permitió caracterizar la estructura del paisaje del Alt Empordà en 1957 y en el 2005. Y evaluar, mediante tablas y gráficas los cambios ocurridos en la segunda mitad del siglo XX, en el mosaico paisajístico de la Comarca, y de sus unidades paisajísticas, respecto a estos atributos.

3. La aplicación de conceptos jerárquicos como parche y unidad paisajística al análisis espacial, permitió reafirmar aunque de manera descriptiva, la relación entre la ocupación del suelo y las características abióticas de los territorios. Las unidades paisajísticas con relieves más abruptos mantienen un predominio forestal. Las zonas con superficies planas y extensas, compiten por usos agrícolas y urbanos, quedando los bosques relegados a parches insignificantes y dispersos en el territorio, en su mayoría repoblaciones o plantaciones.

4. Atributos como tipo de parche, superficie, tamaño medio, distancia euclidiana entre parches de un mismo tipo, tipo de parche adyacente y la forma de los parches, resultaron ser buenos indicadores para identificar las redes ecológicas. Conjuntamente con criterios cualitativos de los hábitats nodales y los inventarios de vegetación.

5. Una fortaleza de esta metodología es que puede ser aplicada a distintas escalas de detalle y distintos ambientes (tropical, mediterráneo, templado, etc.). Cuanto mayor sea el nivel de detalle topológico y corológico de las bases de datos espaciales de entrada -mapas- mayor será la precisión en la definición de las redes ecológicas. En este caso se utilizó una escala media (1:25000; 1:33000) debido a lo extenso del territorio. La identificación de estas estructuras de redes estructurales es más recomendable a escalas 1:5000 y con trabajos de campo exhaustivos. Sobre todo en territorios donde prácticamente no quedan relictos de bosque natural.

6. Una ventaja que también es una limitación es el hecho de que en la identificación de las redes ecológicas estructurales los criterios basados en los diferentes indicadores (tipo, tamaño, densidad del edge, forma, arreglo espacial) son aplicables de manera particular según el contexto del que se trate. Por ejemplo,

en el caso del Trópico (Piedras Blancas-Golfito), el tipo y el tamaño individual de los parches de bosque fue el único criterio posible a esa escala de análisis (1:40 000). Es probable que a una mayor escala de detalle otros criterios de tipo estructural habrían ayudado. Mientras tanto, en el caso Mediterráneo (la Orlina) los criterios de identificación de la red fueron además del tipo de parche (vegetación arbórea, matorral, bosque de ribera, etc), la forma y la densidad de borde (edge). El tamaño de los parches no se empleó, ya que debido al grado tan alto de perturbación y degradación en que se encuentra la vegetación arbórea, más importante que el tamaño es la existencia misma de estos hábitats, como los alcornoques que aun quedan en medio de una matriz de matorral.

7. La metodología permite identificar y valorar el estado ambiental actual de las redes ecológicas estructurales (conexión física) en el presente reciente, y plantear así diferentes estrategias de gestión ambiental orientadas a la conservación, recuperación o creación de hábitats naturales importantes para el movimiento de las metapoblaciones. Significa que, independientemente de cuáles fueron las causas que dieron origen a la fragmentación y degradación de los hábitats naturales originales, lo cierto es que la situación actual de deterioro ambiental en que se encuentran muchos de estos hábitats, merece la atención y la formulación de actuaciones de recuperación. Obviamente, la identificación estructural de la red no es suficiente para saber si este constituye un corredor funcional para las metapoblaciones, para ello es necesario el trabajo del ecólogo dirigido a monitorear y evaluar los flujos de poblaciones a través de estas estructuras físicas (bosques de ribera, matorral, bosques de montaña, humedales, etc.)

8. Respecto a los ambientes edge, la combinación de un marco conceptual con el análisis escalar, permitió evaluar la presencia de estos hábitats borde y su diversidad.

Dentro de las limitaciones que presenta el modelo y la metodología empleada en esta investigación se pueden resaltar las siguientes:

1. El estudio no considera los mecanismos que actúan sobre la dinámica paisajística, solo tiene en cuenta las tendencias del pasado. Por tanto no permite hacer pronósticos de ocupación futura. Ya que no se realiza ningún tipo de correlación estadística que involucre variables socioeconómicas, factor de influencia

de las actividades humanas sin cuyo conocimiento toda previsión de cambio de los paisajes es prácticamente imposible. De todas maneras, las predicciones futuras de ocupación y organización del uso del suelo y por ende del paisaje son siempre complejas y difíciles debido al grado de aleatoriedad tan alto que hay en los factores antropogénicos. Lo que si está claro es que factores como el modelo económico, el desarrollo tecnológico y los aspectos culturales, son claves en la organización del espacio, de la ocupación del suelo y de la estructura del paisaje. La estructura del paisaje está a su vez asociada con la calidad de los hábitats naturales, su presencia o ausencia y con su degradación o su salud ambiental, con la extinción o preservación de especies de flora y fauna. En este sentido, la combinación de políticas ambientales, tratados internacionales como la declaratoria de la ECONET, la declaratoria de áreas de protección (por ejemplo las áreas PEIN) y el trabajo local de las asociaciones conservacionistas (por ejemplo la *Associació d'Amics de la Natura dels Aiguamolls del Empordà*), etc. y la concienciación ambiental a través de programas educativos, son factores que contrarrestan el deterioro y la degradación ambiental de los hábitats naturales.

2. Algunos de los índices de análisis de la estructura del paisaje no son apropiados para evaluar territorios muy extensos, diversos y heterogéneos ya que por los rangos en los que se mueven (algunos de ellos en el orden de 0-1), se vuelven poco sensibles a los cambios. Y por tanto, es difícil saber si realmente no hay diferencias significativas entre unidades, o, es la escala y la extensión a la que está hecha el análisis la que no permite apreciar los cambios. Cuanto menor sea el área, hasta un cierto tamaño, y el detalle del mapa de ocupación del suelo, más realista es la medición. Es probable que exista una escala umbral en la que los índices se mantienen. Los índices más susceptibles a las escalas son el SDI, el SEI, y el AWMPFD. En el caso de los dos primeros esto es entendible, ya que, a mayor detalle mayor es la diversidad en el tipo de cubiertas del suelo. Por ejemplo, los espacios construidos se pueden dividir en muchas categorías. Igualmente la vegetación arbórea se puede clasificar en tipos de vegetación arbórea, lo que incrementaría la diversidad. En el caso del AWMPFD, originalmente, la dimensión fractal es concebida como escala independiente. Un objeto (un polígono, un parche) tiene la misma forma a cualquier escala de medición. La limitante en este caso esta en el hecho de que el AWMPFD, si bien está corregido con el

tamaño de cada polígono, este constituye un valor promedio de los fractales de cada uno de los parches que forman cada una de las clases paisajísticas (usos y cubiertas del suelo). Por tanto es un índice no de un objeto, sino de muchos objetos. Objetos o parches que varían su fractal dependiendo de su origen pero también de la forma del parche vecino.

Respecto a los cambios o transformaciones en la segunda mitad del siglo XX. Tal y como era de esperar, los resultados generales a escala comarcal, coinciden con los reportados por los diferentes investigadores del Proyecto "Cambios en los usos del suelo y dinámica socioambiental en el Alt Empordà" que han estudiado estos mismos cambios en algunos sectores de la Comarca; la Cuenca de la Muga (Saurí et al 1999), un sector que va desde la Albera, el Cap de Creus, la Plana y el litoral, y donde contemplan unidades morfológicas (montaña, transición y plana) (Pavón y Ventura 2002), topologías más detalladas principalmente en lo que a cultivos de la Plana se refiere (Serra, 2002) y corologías basadas en imágenes satelitales (Serra, 2002). Al igual que en sus resultados, en la presente investigación se visualizan tendencias similares a nivel comarcal: incremento en la cubierta forestal (3.5%) y en la superficie de matorral (1.75%), y en los espacios construidos (2.39%), así como un descenso en la superficie de cultivos/pastizales (8.15%) y praderas.

Estas tendencias en la estructura del paisaje a nivel comarcal, tienen matices distintos a escala de unidad paisajística. La Plana/litoral desde el punto de vista de la composición (tipos de usos y cubiertas del suelo), es paisajísticamente más diversa que el resto de las unidades, así lo demuestra el índice SDI (1.70) mientras que la unidad más homogénea es Terraprimis (1.35). La zona de montaña, representada por la unidad Salines/Albera y la Garrotxa d'Empordà, así como el Cap de Creus, presentan una diversidad media entre estas dos unidades.

Un criterio como la simple clasificación de las unidades paisajísticas a partir de elementos físico-geográficos como son la litología y la geomorfología, pone de manifiesto diferencias de partida. A escala local, la fertilidad de los suelos es el elemento biofísico clave para la ocupación agrícola del suelo, el resto de limitaciones agroecológicas como por ejemplo un mal drenaje o la escasez de agua para riego se maneja en una escala más amplia en la que intervienen elementos

políticos, de mercado, de tecnología, etc. Los suelos agrícolas también compiten con las zonas urbanas en continua expansión, sobre todo en las áreas litorales, en este caso la renta (aunque no exclusivamente) es un elemento clave de ocupación del suelo y por tanto de las transformaciones y los modelos de organización espacial del paisaje y de los territorios en general.

Esto explica como ya en 1957 las unidades paisajísticas, diferenciadas únicamente por su estructura geomorfológica y litológica, exhibían ya diferencias significativas. Por tanto los procesos de homogeneización, fragmentación del paisaje vegetal, o pérdida de hábitats naturales en esta segunda mitad del siglo XX, solo pueden ser entendidos a partir de estas condiciones iniciales: la Plana, en 1957, con un paisaje dominado por los cultivos y pastizales y donde la vegetación arbórea solo representaba el 2.5% de la superficie total. Una zona de montaña de dominio forestal, en donde tanto la unidad Salines/Albera como la Garrotxa de Empordà mantenían una superficie de vegetación arbórea del 60% de sus superficies totales. Unas zonas intermedias que se diferencian significativamente entre ellas, siendo la unidad de Terraprimis la que mayor porcentaje de vegetación arbórea mantenía (33,22%), mientras que el cap de Creus apenas si alcanzaba el 6%.

Por tanto, los factores de ocupación y transformación anteriormente señalados han influido produciendo un proceso significativo de homogeneización de la vegetación arbórea fundamentalmente en dos unidades paisajísticas, la Garrotxa de Empordà, donde se da un incremento del más del 10%, y la unidad de Terraprimis, que experimentó un incremento del 13% aproximadamente. Las Salines/Alberas y el Cap de Creus, si bien incrementan su superficie forestal, esta es inferior al 5%.

La poca superficie forestal presente en la Plana/litoral en 1957 se redujo aún más, pasando de 2.5% a 1.20%. Sin embargo, el matorral si experimentó un leve incremento de 1.59%.

Los procesos de homogeneización del matorral señalados por las investigaciones recientes hechas en la comarca (Saurí *et al.*, 1999 y 2002; Pavón y Ventura, 2002 y Serra, 2002.) no son evidentes en la presente investigación. Si bien, los resultados muestran incrementos entre el 1 y el 2% durante el período de estudio.

Estas diferencias podrían no ser significativas en términos de afectación a la frecuencia e intensidad de los incendios forestales, o a la estética paisajística. La conclusión final respecto a la matorralización es que a largo plazo (45-50 años), este proceso de inestabilidad en la sucesión natural de la vegetación se ha mantenido "estable" debido justamente a la periodicidad de los incendios forestales, combinado con el poco protagonismo que tienen los cultivos en esta unidad de la comarca. Lo que sí queda evidente, es el papel que han jugado las políticas de repoblación y reforestación llevadas a cabo en la unidad Terraprimis, que han conducido a la disminución de la superficie de matorral en un 6%, mientras que los cultivos, si bien reducen su superficie, mantienen un protagonismo importante. Se podría concluir que desde el punto de vista paisajístico y de redes ecológicas, Terraprimis es la unidad con mejor calidad ambiental. Cabría valorar en detalle los hábitats naturales presentes en esta unidad, así como aspectos socioeconómicos y culturales relacionados con esta organización espacial.

Respecto a la identificación y caracterización de redes ecológicas de tipo estructural, una conclusión a la que se ha llegado en la presente investigación es que aún en paisajes cuyos hábitats naturales han sido altamente perturbados durante siglos, hay especies que se han adaptado a estas condiciones, y otras en las que sus poblaciones son aún viables debido a la presencia de grandes nodos o masas forestales de gran calidad ecológica, como han sido las localizadas en los sectores de montaña. Por tanto, una red ecológica que contenga grandes parches de bosque, unos corredores formados por parches de calidad (por ejemplo bosque de ribera, o alcornocales o encinares, inclusive matorral en estados de sucesión avanzada), y una matriz agrícola no tan homogénea como la de la Plana, es un elemento clave para la biodiversidad. En este sentido, los tradicionales campos agrícolas que combinaban las parcelas productivas con líneas de setos arbóreos y arbustivos ("bocages") y una vegetación o bosque de ribera de tamaños y calidades adecuadas, son ambientes ideales para muchas especies, desde aves hasta mamíferos.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allué, M. & Montero, G. (1990). "Aportaciones al conocimiento fitoclimático de los alcornocales catalanes (Síntesis)". *Scientia Gerundensis*, 15: 161-178.
- Antrop M. (1993). "The transformation of the Mediterranean landscapes: an experience of 25 years of observations". *Landscape and Urban Planning*, 24: 3-13.
- Antrop, M. (2000). "Background concepts for integrated landscapes analysis". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77: 17-28.
- Arozena, M. E. (2000). «Estructura de la vegetación». En: Meaza, G. (dir.). *Metodología y pr ctica de la Biogeografía*, 77-146. Ed. del Serbal. Barcelona.
- Barriocanal Lozano C. (2003). *Anàlisi i comparació de l'ornitofauna dels boscos i bosquines esclerofil.les de les muntanyes de la Costa Brava*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Bastian O., Beierkuhnlein C., Klink H.J., L ffler J., Steinhardt U., Volk M. y Wilmking M. (2002). "Landscape structures and processes". 49-112. En Bastian O y U.Steinhardt (eds), *Development and Perspectives of Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Bol s, M. de. (1992). "Cuestiones de terminología". *II Congres del Paisatge*. Univ. de Barcelona.
- Bol s, M. de. (1981). "Problem tica actual de los estudios de paisaje integrado". *Revista de Geografía*, Universitat de Barcelona. XV(1-2): 45-67.
- Bou, J. (1984). *Flora i paisatge vegetal de la regió muntanyenca de l'Alt Empordà (massís de les Salines)*. Tesi de llicenciatura in dita. Univ. Aut noma de Barcelona.
- Breton, F. y Romagosa, F. (2002). "Els canvis en la conservació del medi natural. El cas del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà". En A.Ribas y D.Saurí (eds). *Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950.2000)*. C tedra de Geografia i Pensament Territorial de la UdG, e Institut del Medi Ambient 37. Pp 123-148.
- Bud  , J.; Grabulosa, I. y Jenar, F. (1997). "Els vertebrats de l'Albera: vessant meridional ". *Annals d'Estudis Empordanesos*, 30: 11-45.
- Burel, F. y Baudry, J. (2002). *Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Camacho M.T., García Martínez P, Jiménez Olivencia Y, Menor Toribio J. y Paniza Cabrera A. (2002). «Din mica Evolutiva del Paisaje Vegetal de la Alta Alpujarra Granadina en la segunda mitad del siglo XX». *Cuadernos Geográficos* 32: 25-42.

- Carbó, S. y Pintó, J. (2000). "Clima". A: *Atlas de l'Alt Empordà*. ICC. Barcelona.
- Chardon J.P., Adriaensen F. y Matthysen E. 2003. "Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.)". *Landscape Ecology* 18: 561-573.
- Davis F.W. y Goetz S (1990). Modeling vegetation pattern using digital terrain data. *Landscape Ecology* 4: 69-80
- Departament de Medi Ambient de Catalunya. (2003). *Informe del estat del Medi Ambient a Catalunya*.
- FAO. (1997). *State of the World forest 1997*. Nairobi.
- Farina, A. (2000). *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publ.. Dordrecht.
- Farina, A. (1998). *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. London.
- Feliu, P. (2003). *Corología y vegetación de la Albera*. Tesis Doctoral. Univ. de Barcelona.
- Ferreras P. (2001). "Landscape structure and asymmetrical inter-path connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx". *Biological Conservation* 100: 125-136.
- Forman R.T.T. (1997). Land Mosaics. *The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, U.K.
- Forman, R. TT. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- Gassiot, X y Aurell, X. (2000). "Geologia i geomorfologia". A: *Atlas de l'Alt Empordà*. ICC. Barcelona.
- García Romero A. (1998). Geoecología del paisaje vegetal en el occidente de la ciudad de México. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 18:115-137.
- García Ruíz J.M. (1990). "El Viejo dilema: estabilidad e inestabilidad de los ecosistemas de montaña". En: García Ruíz (editor). *Geoecología de las áreas de montaña*. Geofoma Ediciones: 313-337, Logroño.
- Gardner R.H. y O'Neill R.V. (1991). "Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis". En: M.G.Turner y R.H. Gardner. (eds). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. pp 289-307. Springer-Verlag. New York.
- Gardner R.H., O'Neill R.V., Turner M.G., y Dale V.H. (1989). "Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models". *Landscape Ecology* 3: 217-228.
- Gilpin M y Hanski I. (eds). (1991). *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London.

- González Bernáldez F. (1991). «Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in Central Spain». *Options Méditerranéennes-Série Séminaires*, 15: 23-29.
- Gómez Mendoza J.(ed). 1999. *Los paisajes de Madrid: naturaleza y medio ambiente*. Alianza Editorial, Madrid.
- Gordi, J. (2000). "Els grans dominis paisatgístics". En: *Atlas de l'Alt Empordà*. ICC. Barcelona.
- Gordi, J. y Pintó, J. (2002). "Els incendis forestals a L'Alt Empordà". En Ribas, A. y Saurí, D. (eds). *Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950.2000)*: 251-264. Càtedra de Geografia i Pensament Territorial. Universitat de Girona.
- Green B.H. (1996). *Countryside Conservation*. E&FN Spon, London.
- Gustafson E.J. y Gardner R.H. (1996). "The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization". *Ecology* 77:94-107.
- Gustafson E.J. y Parker G.R. (1992). "Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern". *Landscape Ecology*, 7:101-110.
- Hansen A.J. and di Castri F. (ed). (1992). *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.
- Hansson L. (1991). "Dispersal and Connectivity in metapopulation". *Biological Journal of Linnean Society* 42: 89-103.
- Hargis C.D, Bissonette J.A. y David J.L. (1997). "Understanding measures of landscape pattern". In: BISSONETTE, A. (ed.). *Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale*. Springer-Verlag. New York.
- Hargis, C.D. Bissonette J.A (1998). "The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation". *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- Herrera y Gómez. (1993). *Mapa de unidades Bióticas*. INBIO.Costa Rica.
- Holland L.D. y Hansen A.J. (1988). "Meeting reviews: ecotones". *Bulleting of the Ecological Society of America* 69: 54-56
- Holland M.M., Risser P.G. Naiman R.J. (eds) (1991). *Ecotone. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*, Chapman & Hall, London.
- INBIO. (2003). *Proyecto ECOMAPAS*.www.inbio.ac/ecomapas.
- Iverson, L. R. (1988). "Land-use changes in Illinois, USA: The influences of landscape attributes on current and historic land use". *Landscape Ecology* 2(1): 45-61.
- Kolasa J y Pickett S.T.A. (1991). *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York.
- Krummel J.R., R.H. Gardner, G.Sugihara, R.V. O'Neil y P.R. Coleman. (1987). "Landscape patterns in a disturbed environment". *Oikos* 48: 321-324.

- Lasanta T. y García Ruíz J.M. (1998). "La gestión de los usos del suelo como estrategia para mejorar la producción y la calidad del agua. Resultados experimentales en el Pirineo central español". Cuadernos de Investigación Geográfica, 24: 39-57.
- Li H., Reymods J.F. (1993). "A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes". Landscape ecology 8: 155-162.
- Lidicker Jr., W. Z. (1999). "Responses of mammals to habitat edges: an overview". Landscape Ecology, 14: 333-343.
- Mallarach, J. M. (2002). «Estudi de la connectivitat ecològica del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Alt Empordà». Estudio inédito. Soporte en CD.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- Magnuson J.J. (1990). "Long-term ecological research and the invisible present". BioScience 40:495-501.
- Mandelbrot B. (1982). The fractal geometry of nature. W.H. Freeman & Co, New York.
- Mandelbrot B.B. (1977). Fractals, form, chance, and dimension, Freeman, San Francisco.
- Margalef R. (1977). Ecología. Omega. Barcelona.
- Martínez de Pisón E. (1998) "El concepto de paisaje como instrumento de conocimiento ambiental". In: VV.AA. (1998). Paisaje y Medio Ambiente: 9-28 pp. Fundación Duques de Soria. Univ. de Valladolid.
- Marull, J. (2003). "La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis". En: Ramon Folch (editor). El Territorio como Sistema. Conceptos y herramientas de ordenación.. Diputació de Barcelona.
- Mas J.F. y Correa-Sandoval J. (2000). "Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Retenes", Campeche, México". Investigaciones geográficas. 43: 42-59. Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM.
- McGarigal K. y Marks B. (1995). FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PNW-GRT-351.
- McIntyre N.E. 1995. "Effects of forest patch size on avian diversity". Landscape Ecology, 10: (2) 85-99.
- Meffe G.K. y Carrol C.R. (1994). Principles of conservation biology. Sinauer, Sunderland.
- Merriam H.G. (1984). "Connectivity: a fundamental characteristic of landscape pattern". En: J.Brandt y P.Agger. Methodology in landscape ecological research and planning. Roskilde, University Center, Denmark, 1: 5-15.
- Milne B.T. (1992). "Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes." *Am. Nat.* 139: 32-57.

- Montserrat G. (1968). "Los pastos pirenaicos y su importancia económica". *Pirineos* 87 (90): 133-152.
- Naiman R.J., Decamps H., Pollock M. (1993). "The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity". *Ecological Applications*, 3(2): 209-212.
- Naveh Z. (1982). "Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science". *Advances in Ecological Research* 12: 189-237.
- Naveh Z. (1991). "Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary problem solving oriented science". *J. Arid. Environment* 17: 245-253.
- Naveh Z. (1994). "From biodiversity to ecodiversity: A landscape-ecology approach to conservation and restoration". *Restoration Ecology* 2: 180-189.
- Naveh Z. (2000). "What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction." *Landscape and Urban Planning* 50: 7-26.
- Naveh Z. y Lieberman A.S. (1993). *Landscape Ecology. Theory and Application*, 2a ed. New York. Springer Verlag. 360 p.
- Noss R.F. (1983). "A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity". *BioScience*, 33 (11): 700-706.
- O'Neill R.V., J.R. Krummel, Gardner R.H., Sugihara G, Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zigmunt B., Chirstensen S.W., Dale V.H. y Graham R.L. (1988). "Indices of landscape pattern". *Landscape Ecology* 1: 153-162.
- O'Neill R.V., Milnet B.T., Turner M.G. y Garner R.H., (1988). "Resource utilization scales and landscape pattern". *Landscape Ecology*, vol. 2, 1: 63-69.
- Olsen E.R., Ramsey R.D. y Winn D.S. 1993. "A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity". *Photogrammetric Eng. And Remote Sensing* 59: 1517-162.
- Panareda J.M. (1979). "Metodologia per a un estudi global del paisatge". Dept. Geog. Universidad de Barcelona.
- Panareda, J. M. y Nuet, J. (1979). "El clima i les aigües als Països Catalans". A: Riba, O. et al. *Geografia Física dels Països Catalans*. Ketres Ed. Barcelona.
- Panareda, J. M. y Arola, J. (1999). *Els incendis forestals*. Eumo Editorial. Vic.
- Panareda, J. M.; Salvà, M. y Pintó, J. (2002). «La connexió biològica entre el Montseny i el Montnegre-Corredor». *V Trobada d'estudiosos del Montseny*: 175-178. Diputació de Barcelona.
- Pavón, D. (2002a). "Els canvis en el sector forestal". En: Ribas, A. y Saurí, D. (eds). *Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950.2000)*. Càtedra de Geografia i Pensament Territorial de la UdG, e Institut del Medi Ambient 37. Pp. 81-102
- Pavón, D. (2002b). "Els factors del canvi ambiental. Els canvis demogràfics". En Ribas, A. y Saurí, D. (eds). *Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950.2000)*.

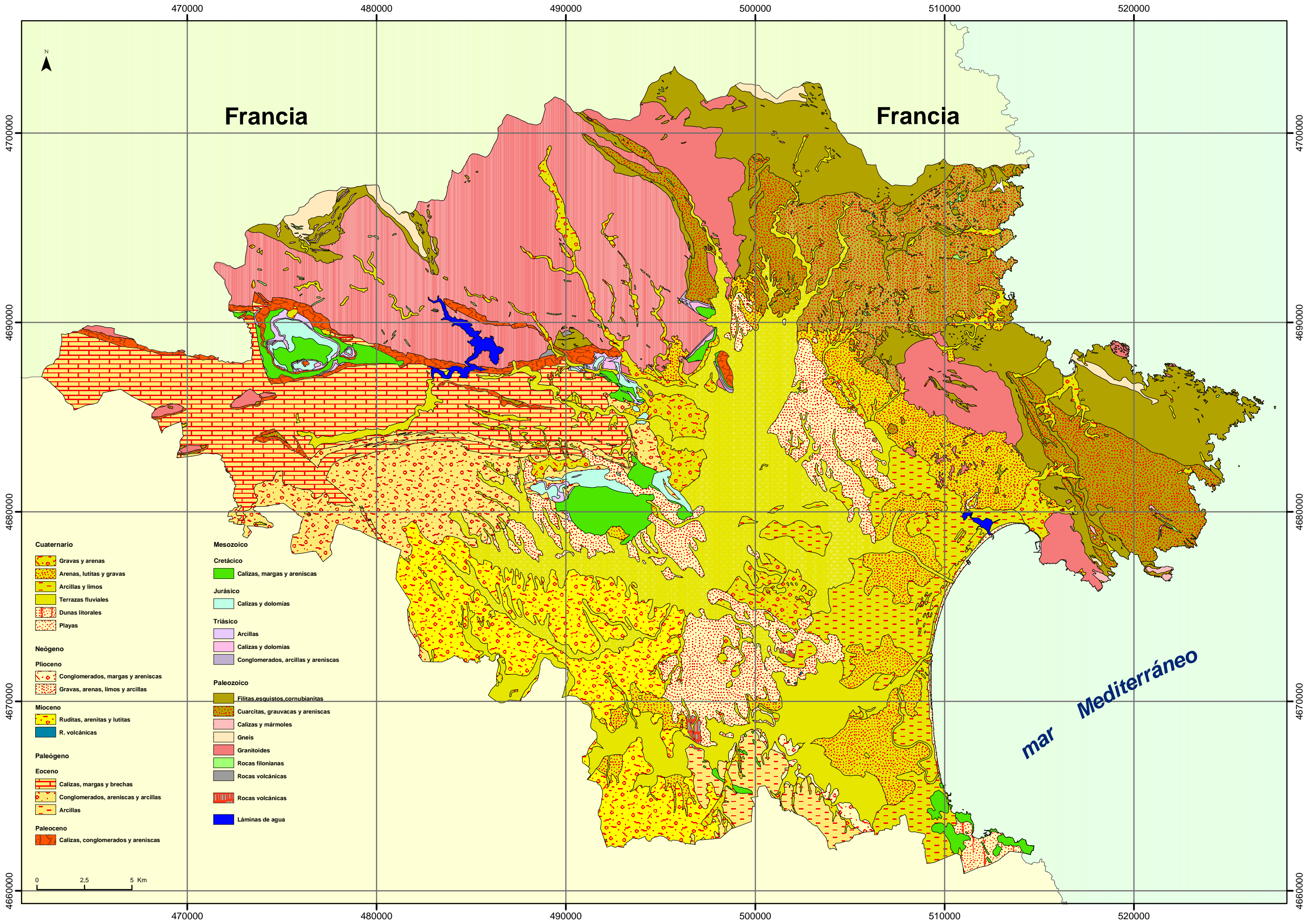
- Càtedra de Geografia i Pensament Territorial de la UdG, e Institut del Medi Ambient 37. Pp.45-67.
- Pavón, D. y Ventura M. (2002). "Els canvis en els usos del sòl al sector de Muntanya, de transició, plana i litoral". En Ribas, A. y Saurí, D. (eds). *Canvis socioambientals a l'Alt Empordà (1950-2000)*. Càtedra de Geografia i Pensament Territorial de la UdG, e Institut del Medi Ambient 37. Pp.149-190.
- Pérez González M.E. y García Rodríguez M.del P. (2003). "Evolución del paisaje en la cuenca baja del río Jarama". *Observatorio Medioambiental* 6: 177-193.
- Pintó, J.; Carbó, S.; Gordi, J. y Pardini, G. (2000). "Vegetació i sòls". A: *Atlas de l'Alt Empordà*. ICC. Barcelona.
- Pintó, J. (2000). "Bosc i territori. Una anàlisi des de la perspectiva de la Landscape Ecology". En: Gordi, J. (ed.) (2000). *Bosc i territori*. Serv. de Publ. de la Univ. de Girona.
- Pintó, J. y Martí C. (2002). "Análisis de la vegetación de la riera de la Valleta y de su función de conexión biológica entre los espacios naturales protegidos de la sierra de l'Albera y del Cabo de Creus". En: Panareda, J. M. y Pintó, J. (eds.). *Temas en Biogeografía*, 483-494. Ed.Aster.
- Pons P. (2001). "Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. Su aplicación a fauna vertebrada". En: Camprodon J. y Plana, E. (eds). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*. Ediciones Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. pp 195-209.
- Pulliam R. (1988). "Sources-sinks, and population regulation". *American Naturalist* 132: 652-661.
- Queralt i Boldù R. (1999). *Impacte ambiental del despoblament*. Pagès editors. Lleida.
- Rempel R., Elkie P. y Carr A.P. (1999). *Patch Analyst User's Manual. A tool for Quantifying Landscape Structure*. CNFER, Ontario.
- Risser P.G. (1995). "Recommendations for managing ecotones". *Ecology International*, 22: 95-110
- Ritters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wickham J.D. Yanki J.D., Jones K.B. y Jackson B.L. (1995). "A factor analysis of landscape pattern and structure metrics." *Landscape Ecology*, 10:23-39.
- Rosenberg D.K, Noon B.R. y Meslow E.C.(1997). "Biological corridors: Form, function, and efficacy". *Bioscience* 47 (10): 677-687.
- Salvà, M.; Panareda, J. M.; Nuet, J. y Rosal, R. (2003). «Cartografía de la cobertura, del uso del suelo y de la vegetación a gran escala como documento de base para la gestión de los espacios protegidos». En: Arozena, M. E.; Beltrán, E. y Dorta, P. (coord.). *La biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica*, 167-180. Univ. de La Laguna.

- Saunders D.A., Hobbs R.J. y Margules C.R. (1991). "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review". *Conservation Biology*, 5:18-32
- Saurí Pujol D., Ribas Palom A., Ventura Pujolar M., Gamero Pavón D. (1999). "Cambios en los usos del suelo y dinámica socioambiental en el Alt Empordà (1956-1995)". En: *XX Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE)*. Málaga.
- Serra Ruiz P., Pons Fernández X., y Saurí Pujol D. (2000). "Anàlisi dels usos del sòl de la plana de l' Alt Empordà i la seva localització a través de la teledetecció (1977-1993)". *Doc. Anàl.Geogr.*, 36: 63-89.
- Serrano Vicente S.M., Lasanta T. Y Cuadrat T.M. (2000). "Transformaciones en el paisaje del Pirineo como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales". En *Pirineos* 155: 111-133, JACA.
- Soriano, I. y Vigo, J. (1999). *Mapa de vegetació de Catalunya 1: 50.000, full "la Jonquera 220(39-10) Portbou 221 (40-10)"*. ICC. Barcelona.
- Sugihara G. y May R.M. (1990). «Application of fractals in ecology». *Trends Ecol.Evol.*, 5: 79-60
- Trabaud (ed). (1987). *The role of fire in ecological systems*. SPB. Academic Publishing, The Hague.
- Troll G. (1971). "Landscape ecology (geoecology) and bio-geology- a terminology study". *Geoforum* 8: 43-46.
- Turner M.G. (ed.) (1987). *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag. New York
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H y Milne B.T. (1989). "Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape patterns". *Landscape Ecology* 4:21-30
- Turner, M.G. (1990). "Spatial and temporal analysis of landscape pattern". *Landscape Ecology*, 4: 21-30.
- Turner y Gardner.(1990).(eds). *Quantitative Methods in landscape ecology*. Springer Verlag, New York.
- Turnón y Alvarado. 1997. *Mapa Geológico de Costa Rica, 1:200000*. Instituto Geográfico Nacional. San José, Costa Rica.
- Van Droste B., Plachter H., y Rossler M. (1995). *Cultural landscapes of universal value*. Gustav Fischer, Jena.
- Van Droste D. y Opdam P.F.M. (1987). «Effects of patch size, isolation and regional abundance of forest bird communities». *Landscape Ecology* 1:59-73.
- Ventura i Pujolar M. (2000). *Mapa de usos y cubiertas del suelo de la Cuenca de la Muga 1956, escala 1: 25 000*. Memoria de Recerca. Universitat de Girona.
- Vila J. y Welch J.(2001). «La homogeneización paisajística de los valles d'Hortmoier y Sant Aniol (Alta Garrotxa, Girona): caracterización y evaluación de los cambios ambientales en el período 1957-1979-1996 con Patch Analyst». In: *Actas del XVII Congreso de Geógrafos Españoles*, 227-230. Univ. de Oviedo.

- Wallace J.B. , Eggert S.L., Meyer J.L., y Webster J.R. (1997). "Multiple trophic level of a forest stream linked to terrestrial litter input". *Science* 277: 102-104.
- White y Picket. (1985). *The ecology of natural disturbance and pathc dynamics*. Academic Press, London.
- Wiens J.A. 1992. "Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview". En Hansen A.J. y F di Castri (eds), *Landscape boundaries. Consecuences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York. Pp. 217-235.
- Wiens J.A. (1995). «Landscape mosaics and ecological theory». .Chapman Hall, London.
- Yahner R.H.. 1984. «Effects of habitat patchiness created by a ruffed grouse management plan on breeding bird communities». *Am. Midl. Nat.*, 111: 409-413
- Zoido Naranjo. (1998).»Paisaje y actuación pública. Inserción en la legislación y planificación europeas». En: Martínez de Pisón, E. (1998) (dir.). *Paisaje y Medio Ambiente*. Fundación Duques de Soria. Valladolid.
- Zonneveld I.S. (1989). "The land unit - a fundamental concept in landscape ecology and its implications". *Landscape Ecology* 3: 67-86.
- Zonneveld I.S. y Forman R.T.T. (ed). (1990). *Changing landscapes; an ecological perspective*. Springer, New York.
- Zonneveld I.S. (1979). *Land Evaluation and Landscape Science*. Enschede, The Netherlands: International Training Center. 134 pp.

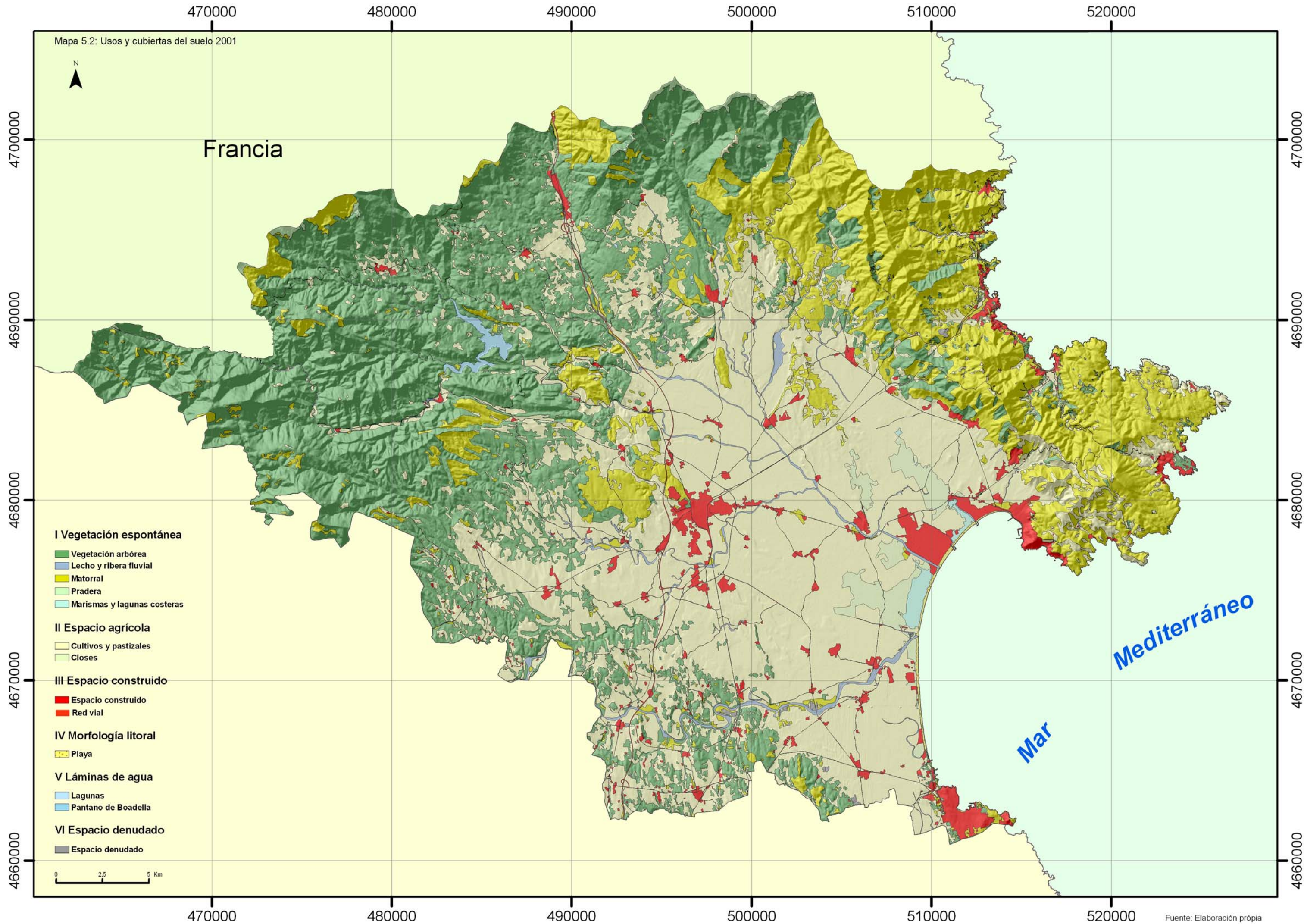
ANEXOS

Mapa 4.4: Geología del Alt Empordà



Fuente: Elaboración propia a partir del IGME

USOS Y CUBIERTAS DEL SUELO 2001





Mapa 5.3: Cambios en los usos y cubiertas del suelo (1957-2001)



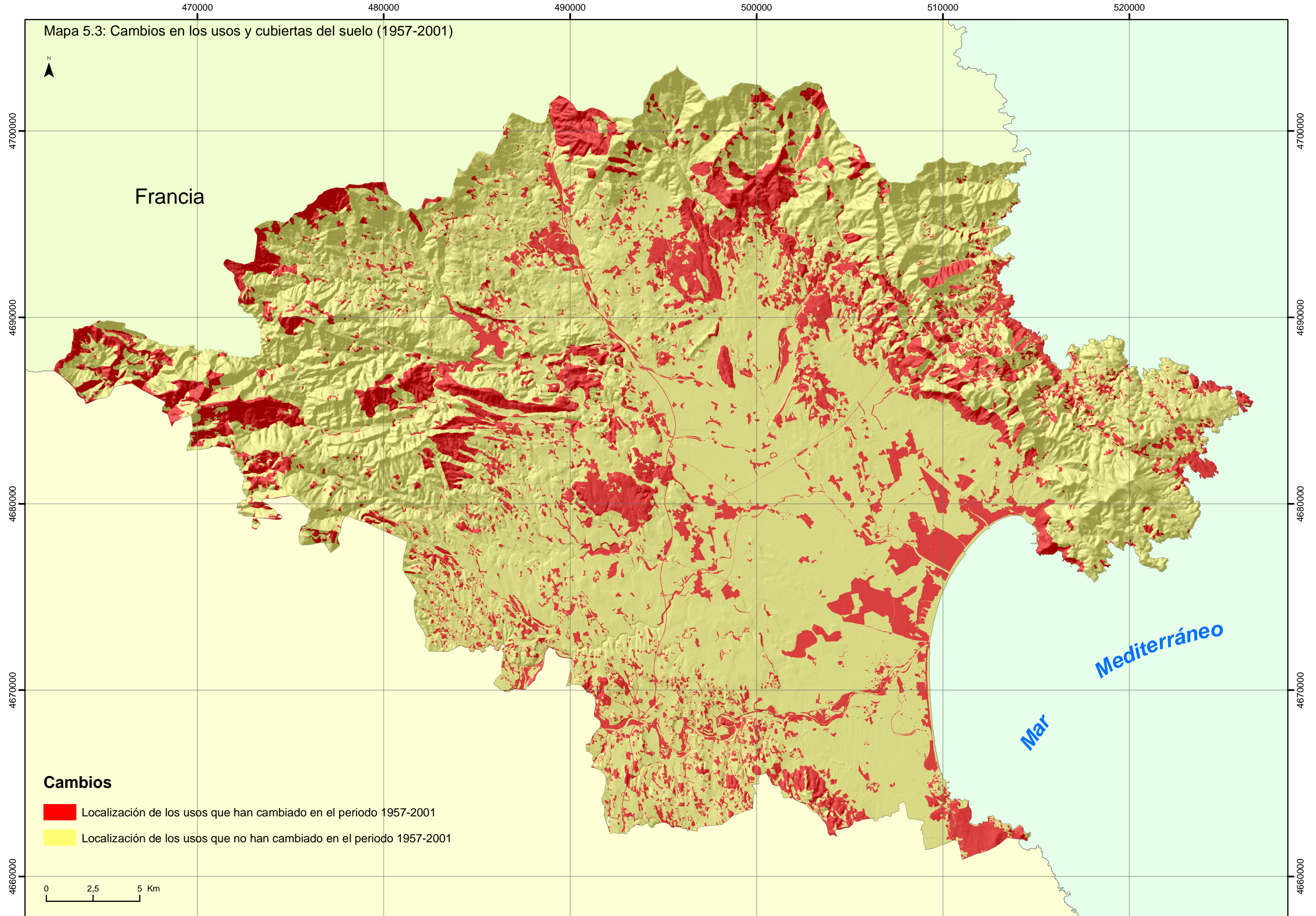
Francia

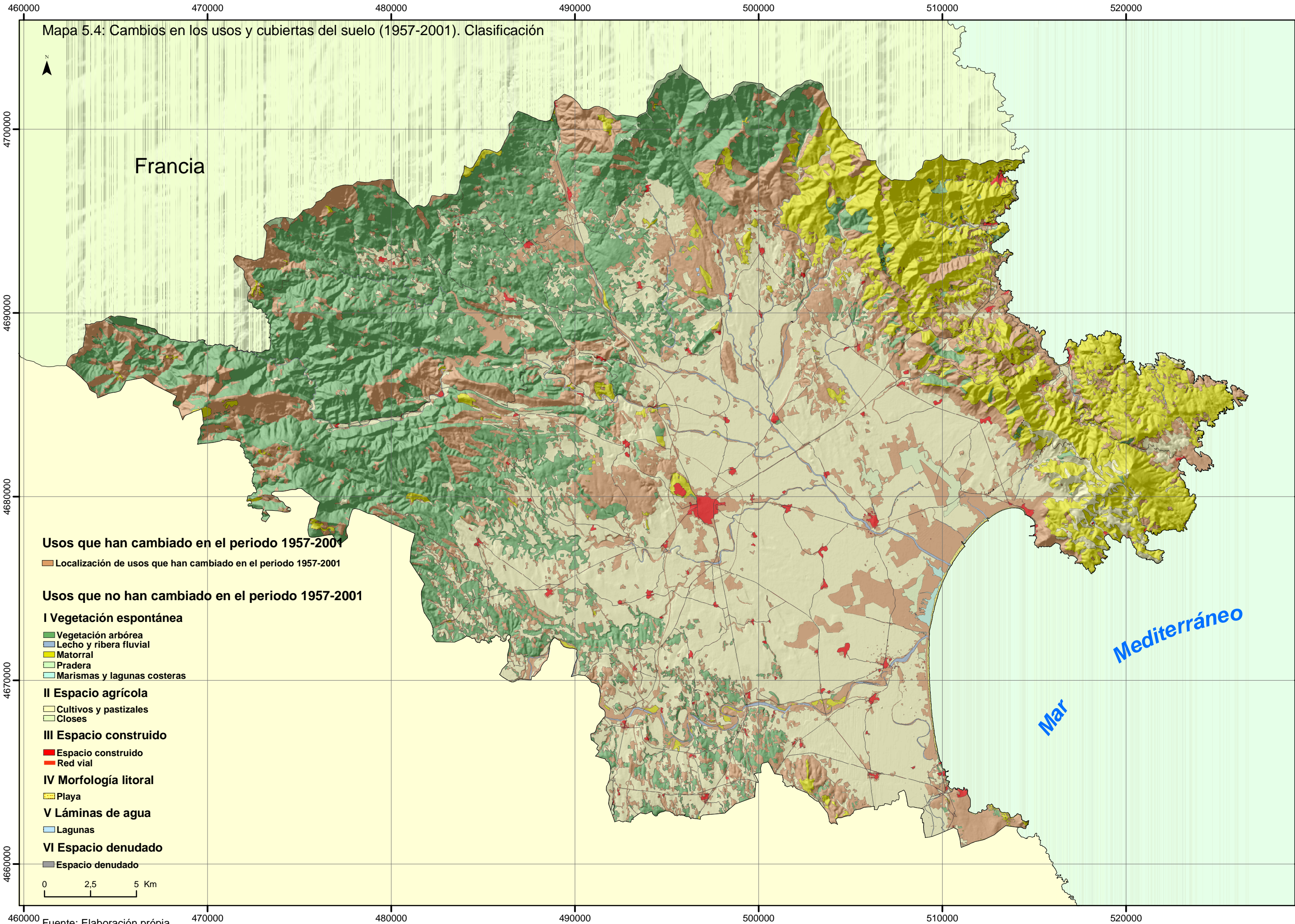
Cambios

-  Localización de los usos que han cambiado en el periodo 1957-2001
-  Localización de los usos que no han cambiado en el periodo 1957-2001

0 2,5 5 Km

Fuente: Elaboración propia





Mapa 5.4: Cambios en los usos y cubiertas del suelo (1957-2001). Clasificación



Francia

Usos que han cambiado en el periodo 1957-2001

Localización de usos que han cambiado en el periodo 1957-2001

Usos que no han cambiado en el periodo 1957-2001

I Vegetación espontánea

- Vegetación arbórea
- Lecho y ribera fluvial
- Matorral
- Pradera
- Marismas y lagunas costeras

II Espacio agrícola

- Cultivos y pastizales
- Closes

III Espacio construido

- Espacio construido
- Red vial

IV Morfología litoral

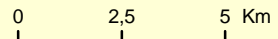
- Playa

V Láminas de agua

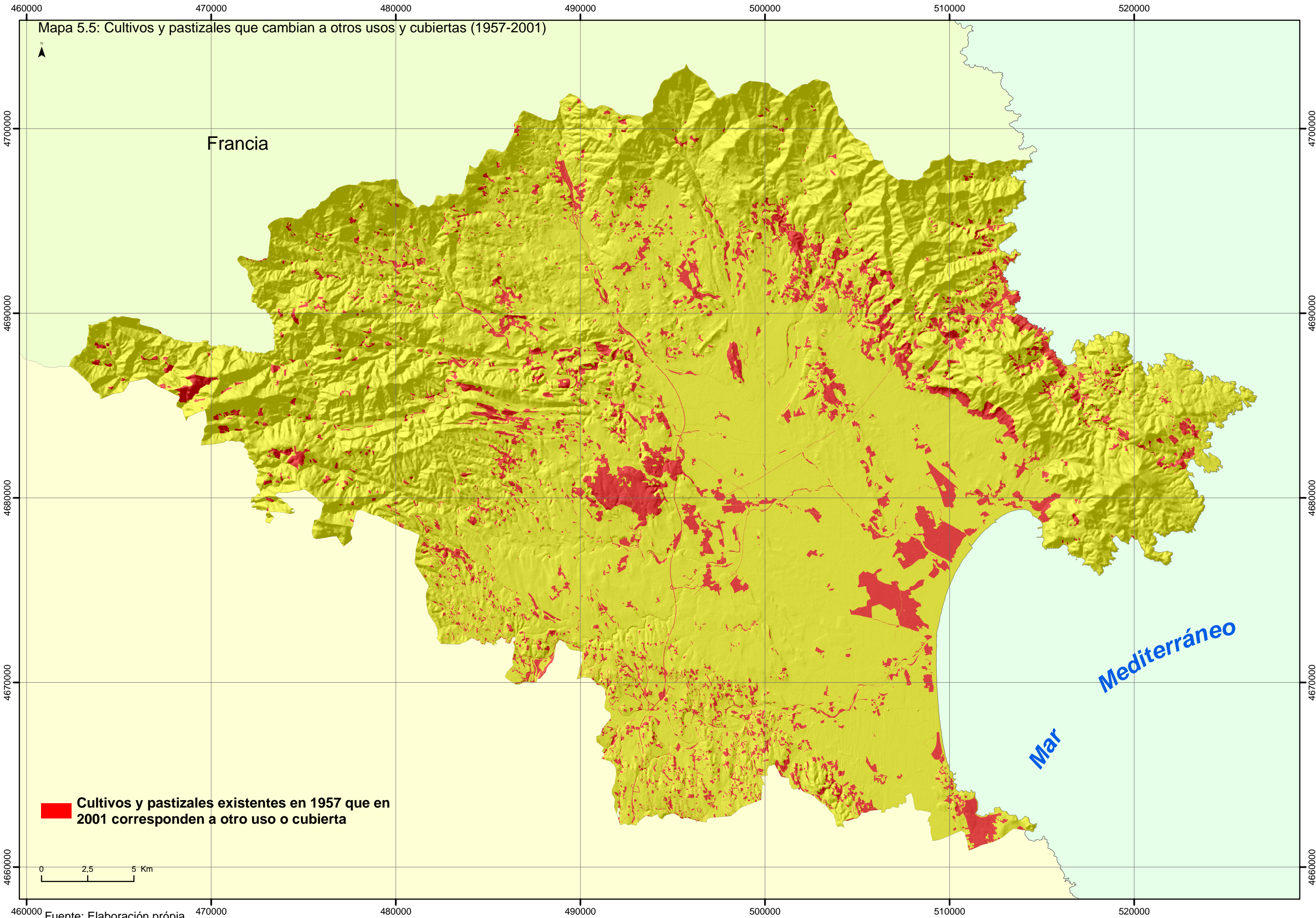
- Lagunas

VI Espacio denudado

- Espacio denudado

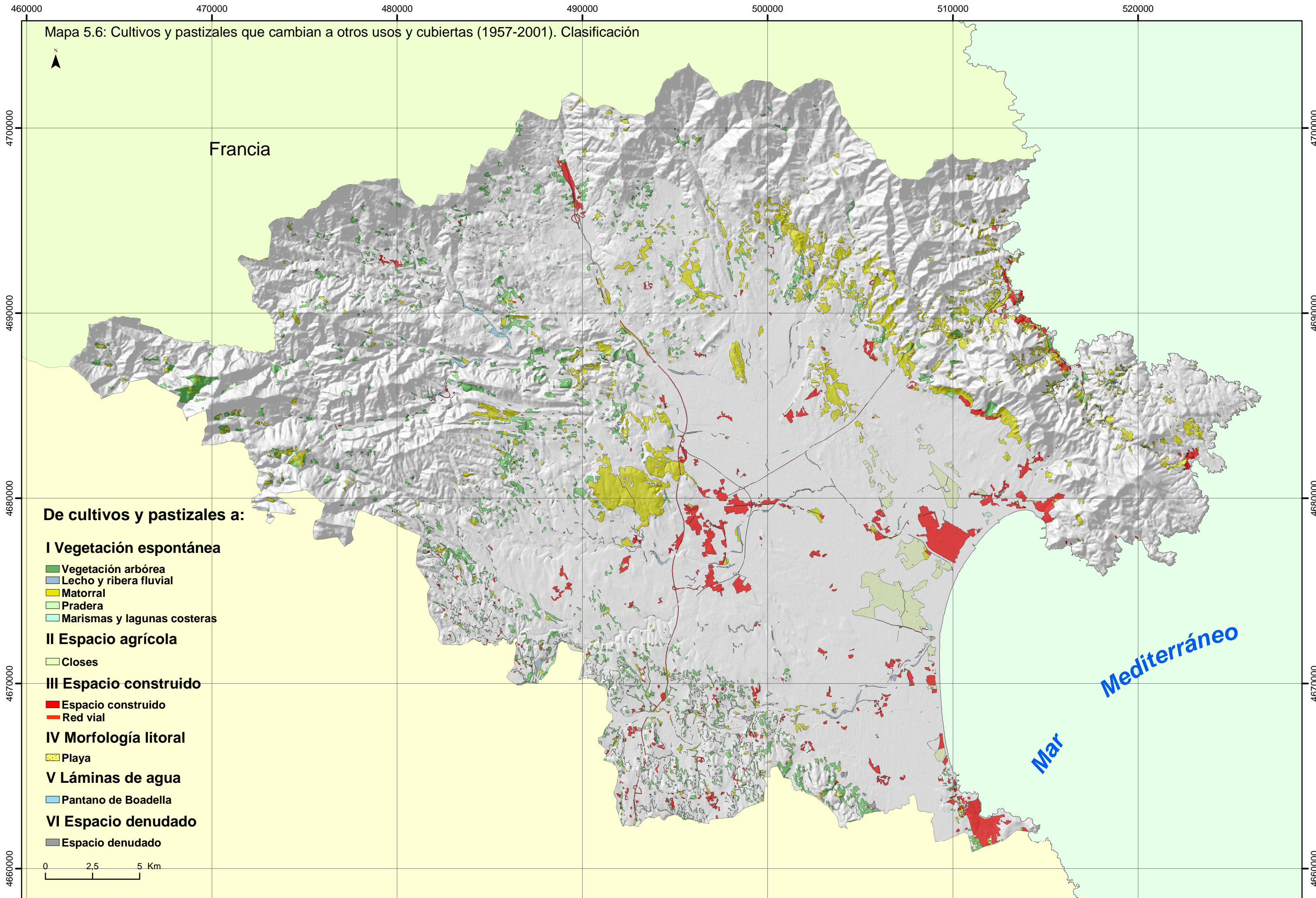


Mapa 5.5: Cultivos y pastizales que cambian a otros usos y cubiertas (1957-2001)



Cultivos y pastizales existentes en 1957 que en 2001 corresponden a otro uso o cubierta

Mapa 5.6: Cultivos y pastizales que cambian a otros usos y cubiertas (1957-2001). Clasificación



Francia

Mar Mediterráneo

De cultivos y pastizales a:

I Vegetación espontánea

- Vegetación arbórea
- Lecho y ribera fluvial
- Matorral
- Pradera
- Marismas y lagunas costeras

II Espacio agrícola

- Closes

III Espacio construido

- Espacio construido
- Red vial

IV Morfología litoral

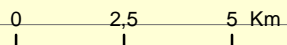
- Playa

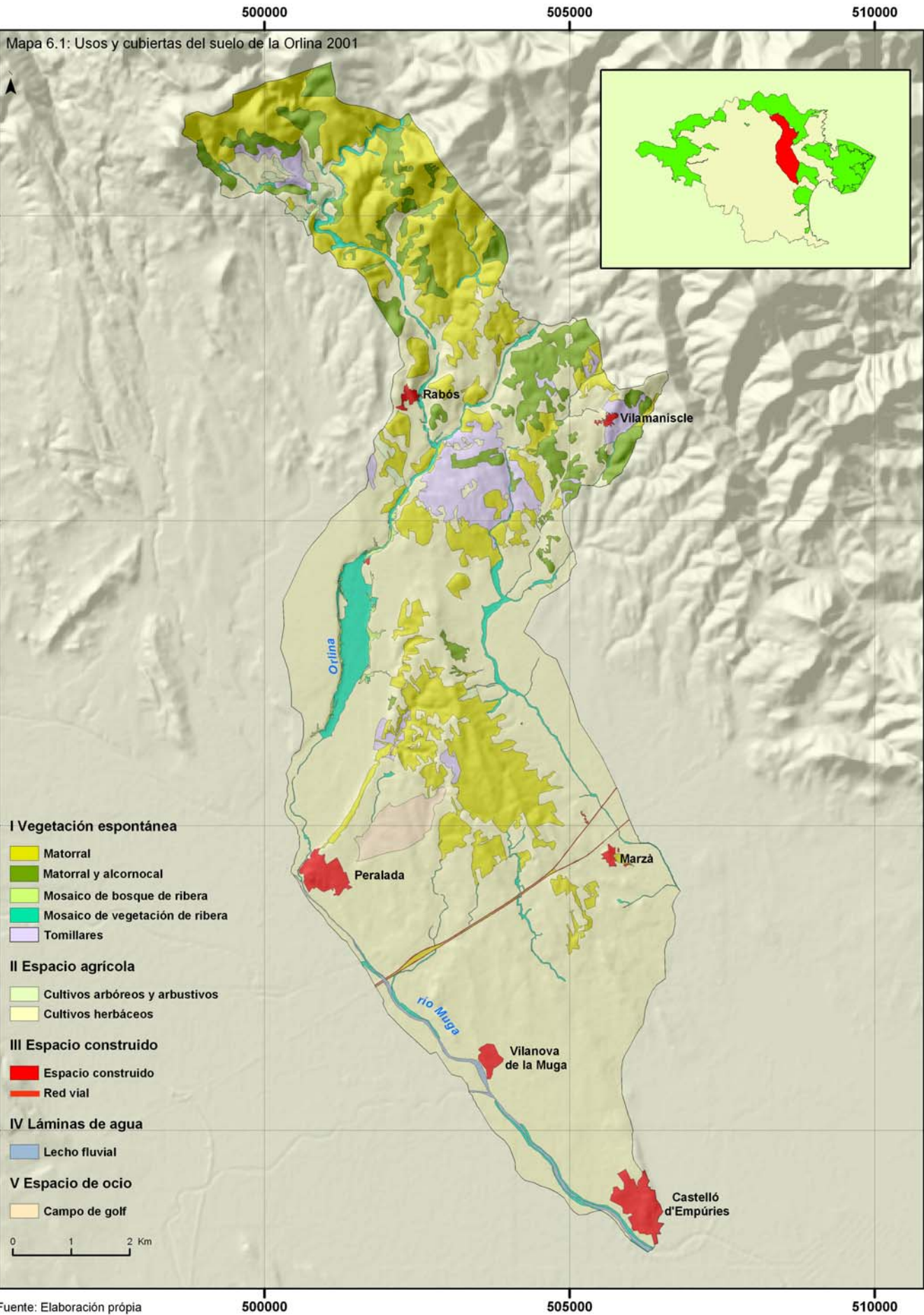
V Láminas de agua

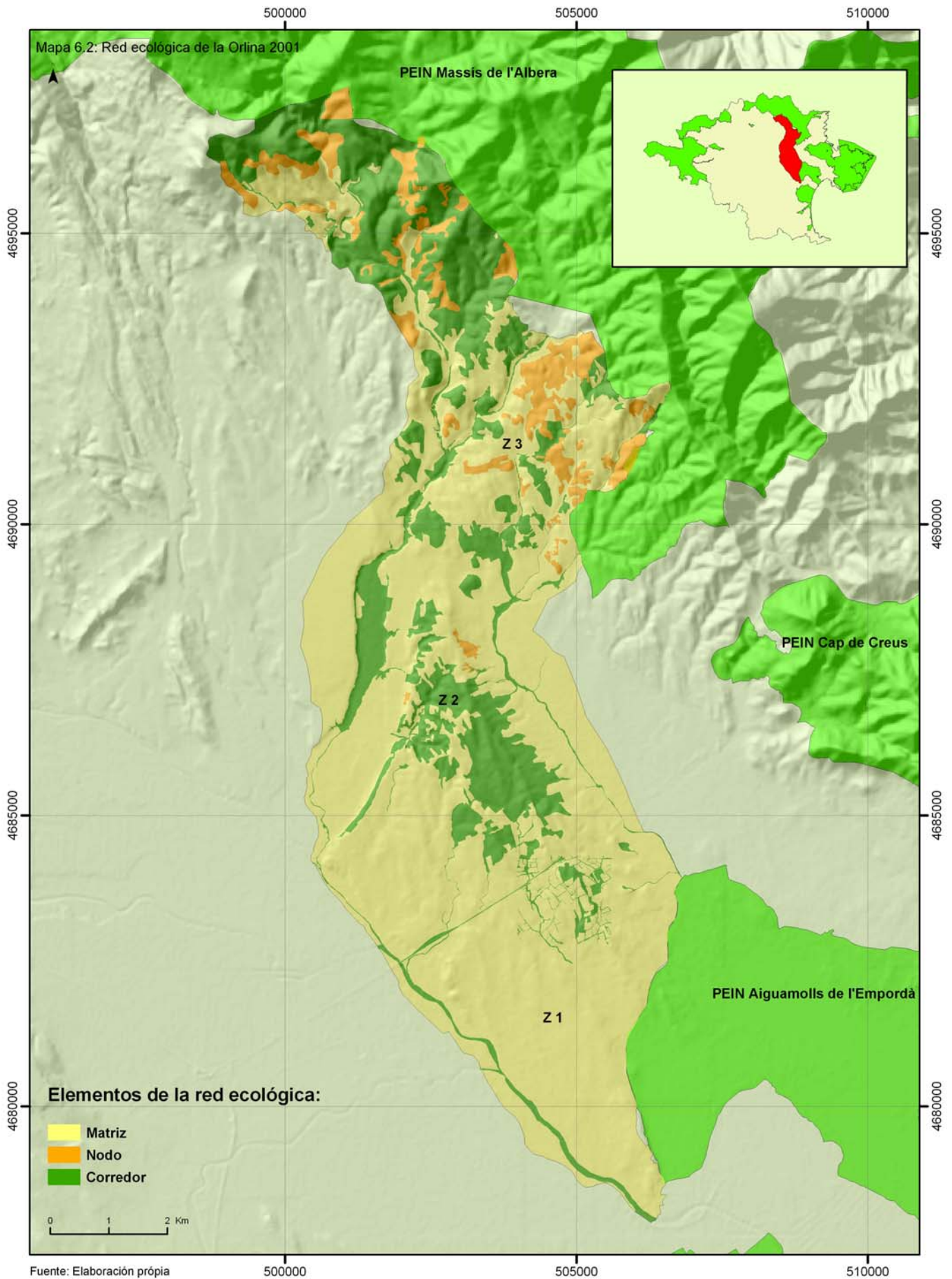
- Pantano de Boadella

VI Espacio denudado

- Espacio denudado







Mapa 6.3: Situación de Costa Rica. Localización de Piedras Blancas y Golfito.



Fuente: Elaboración propia

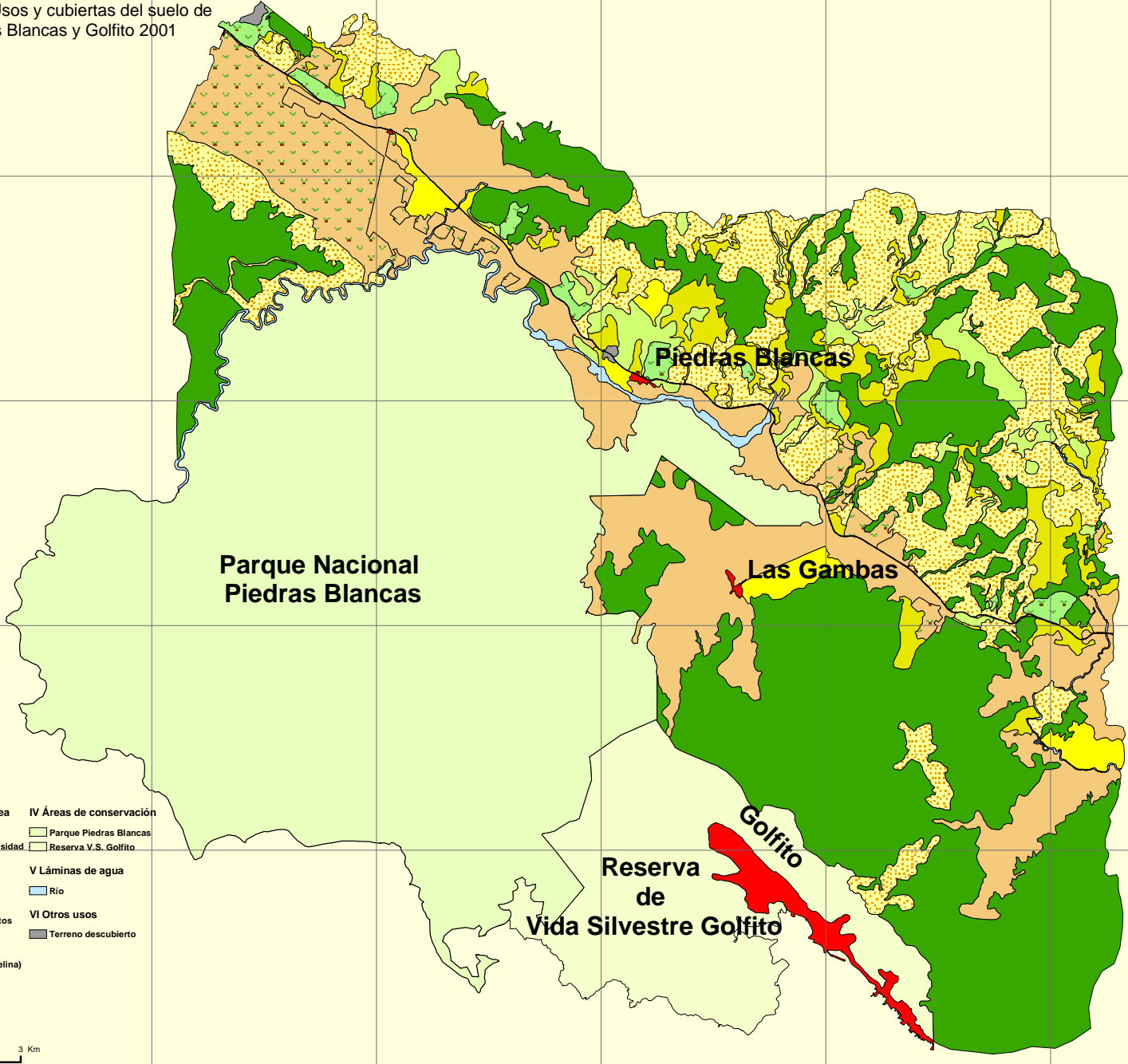
535000 540000 545000 550000 555000 560000 565000

Mapa 6.4: Usos y cubiertas del suelo de Piedras Blancas y Golfito 2001

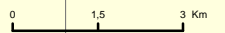


305000
300000
295000
290000

305000
300000
295000
290000

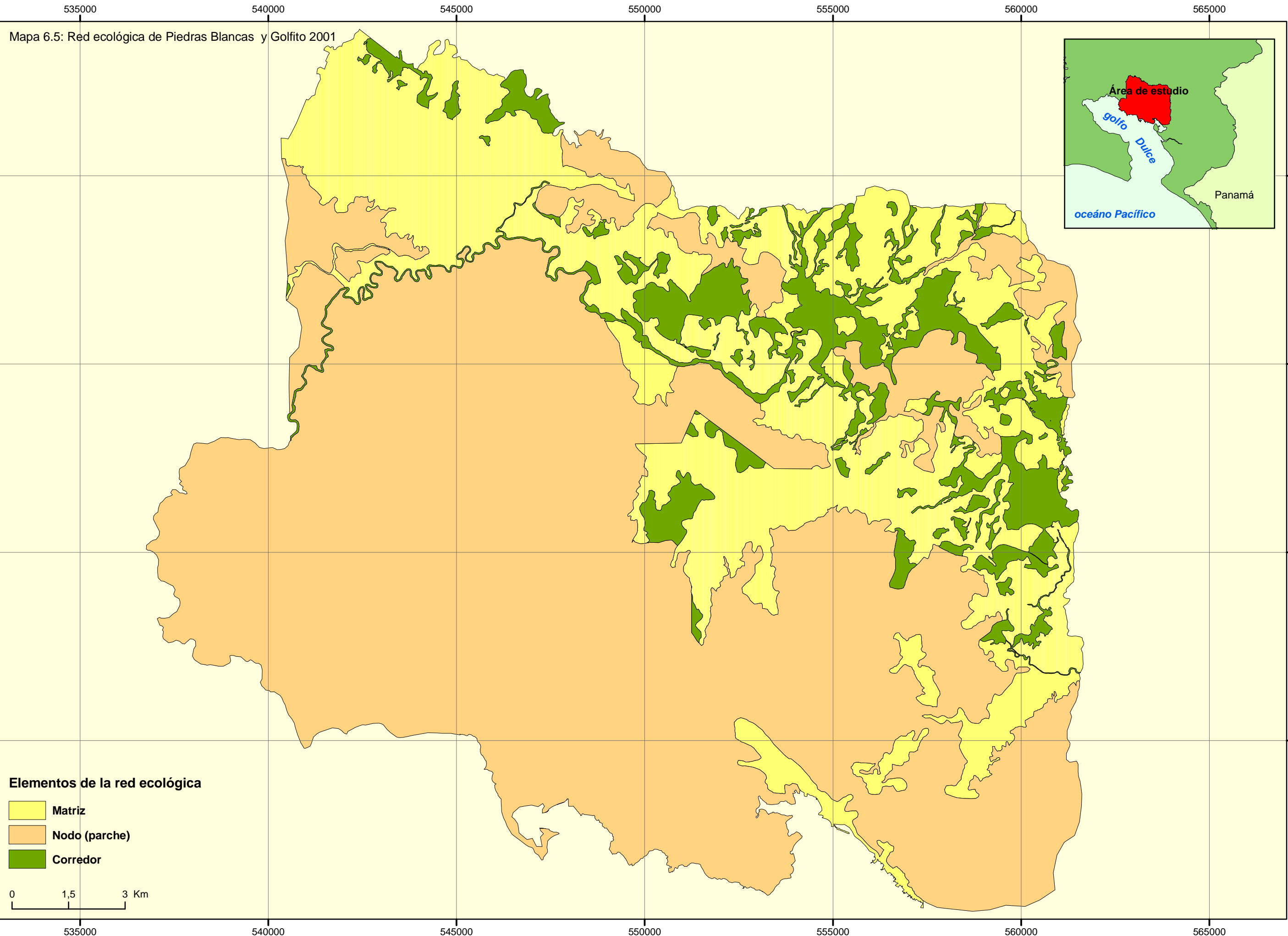


- I Vegetación Espontánea**
 - Bosque denso
 - Bosque de menor densidad
 - Matorral
- II Espacio agrícola**
 - Cultivos mixtos
 - Cultivos mixtos y pastos
 - Palma
 - Pastos
 - Plantaciones (teca, melina)
- III Espacio construido**
 - Espacio construido
 - Red vial
- IV Áreas de conservación**
 - Parque Piedras Blancas
 - Reserva V.S. Golfito
- V Láminas de agua**
 - Río
- VI Otros usos**
 - Terreno descubierto



535000 540000 545000 550000 555000 560000 565000

Fuente: Elaboración propia



Mapa 6.5: Red ecológica de Piedras Blancas y Gofito 2001

Elementos de la red ecológica

- Matriz
- Nodo (parche)
- Corredor

0 1,5 3 Km

Fuente: Elaboración propia