

¿Hacia dónde evolucionaría la composición del paisaje si la actividad humana fuera mínima? Una aproximación a los cambios probables del paisaje actual en el Pirineo central español

E. SFERI*, S.M. VICENTE-SERRANO**,
J.C. GONZÁLEZ-HIDALGO** Y T. LASANTA*

INTRODUCCIÓN

Se asume con cierta frecuencia que la gestión antrópica es un factor de homogeneización del paisaje vegetal (Blondel y Aronson, 1999). Es frecuente que los paisajes fuertemente humanizados presenten menor diversidad que otros más naturales, donde la intervención del hombre ha sido muy escasa o prácticamente nula. La deforestación, la creación de grandes áreas para pastos y, sobre todo, las prácticas agrícolas son los principales factores que llevan a la simplificación de los paisajes (Mander y Paland, 1994; Mander *et al*, 1999; Zhou, 2002; Kristensen, 2003). Particularmente la agricultura se muestra muy eficaz en tal proceso por la introducción de monocultivos, la mecanización, la concentración parcelaria, la homogeneización edáfica por el abonado, las propias políticas agrarias, etc. Sin embargo, tal afirmación parece demasiado generalista. Hay que tener en cuenta que el propio concepto de diversidad es complejo, dando lugar a diversas maneras de medir la diversidad; que la diversidad varía en función de la resolución empleada, por lo que la escala de análisis resulta determinante en su evaluación, (Whittaker, 1972; De

* E. Sferi y T. Lasanta. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Zaragoza.

** S.M. Vicente-Serrano y J.C. González-Hidalgo. Depto. de Geografía y O.T. Universidad de Zaragoza.

Leo y Levin, 1997; Hellmann y Fowler, 1999). Por otra parte, los elementos del paisaje y las relaciones que los unen pueden estar visibles, o no, dando lugar a los llamados *fenosistema* y *criptosistema* (González Bernáldez, 1981). En el fenosistema los condicionantes naturales ejercen un papel clave, revelándose –por ejemplo– una mayor diversidad paisajística en la montaña que en los espacios llanos. En el criptosistema es el factor tiempo, con sus herencias culturales, el que marca los rasgos del paisaje. Todas estas circunstancias acentúan las dificultades para estudiar la composición y estructura de los paisajes.

En el estudio de los paisajes se produjo un avance metodológico significativo a partir de los trabajos de Forman y Godron (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995), quienes desarrollaron un modelo que simplifica las numerosas perspectivas de su análisis. El modelo tiene las ventajas de su sencillez y fácil aplicación, ya que se basa en la cartografía de cubiertas o de usos del suelo, identificados como ecosistemas locales (Forman y Godron, 1981; De Leo y Levin, 1997; Farina, 1998), y se fundamenta en la trilogía mancha – corredor - matriz (Forman y Godron, 1986).

Siguiendo los planteamientos de Forman y Godron, en este trabajo se analizan, en la cuenca del Aragón Subordán (Pirineo Aragonés), los cambios en la composición del paisaje que –probablemente– se producirían si las actividades humanas se redujesen al mínimo. Se trata de aportar información sobre el papel que el hombre ejerce en el mantenimiento de la diversidad paisajística a una escala media. El análisis se desarrolla mediante la cartografía de ecosistemas locales (cubiertas del suelo) actuales y “potenciales”. Se presentan y describen las transiciones de las cubiertas del suelo entre la situación actual y la potencial, para a continuación estudiar la evolución de la composición del paisaje, aplicando los indicadores de diversidad, dominancia y equitatividad.

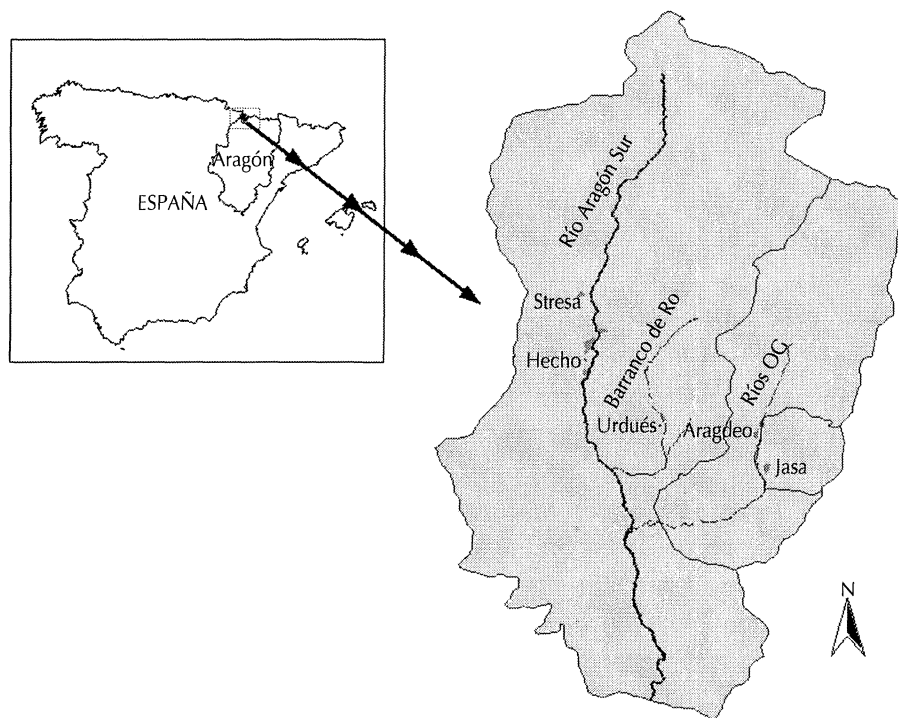
ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha realizado en la cuenca del Aragón Subordán (307,7 km² de superficie), que se configura en tres valles de dirección dominante N-S: el tramo alto del propio Aragón Subordán (Valle de Hecho) y los de sus afluentes, los ríos Osia (Valle de Aragüés) y Barranco de Romanciete (Valle de Urdués) (Fig. 1).

Dos unidades geomorfológicas (las Sierras Interiores y las Sierras del Flysch) dominan el área de estudio. Las primeras, modeladas sobre calizas y

areniscas calcáreas de edad secundaria y terciaria, dan lugar a los mayores relieves: Bisaurín (2668 m), Castillo de Acher (2390 m), Mesa de los Tres Reyes (2.434 m),..., donde se localiza la casi totalidad de los pastos supraforestales. Mayor extensión ocupan las Sierras del Flysch, que descienden en dirección N – S desde los 2.200 m a los 600-800 m (Soler y Puigdefábregas, 1972; García-Ruiz y Puigdefábregas, 1982). En este sector se localizan las masas boscosas y amplias extensiones de matorrales, muchos de ellos sobre campos abandonados. La unidad del Pirineo Axial, presente en la práctica totalidad de los valles pirenaicos, ocupa muy poca extensión en el área de estudio.

FIGURA 1. ÁREA DE ESTUDIO



Un hecho a destacar es la importancia que alcanzó el glacialismo (Martí, 1996), dando lugar a valles glaciares de gran interés para la ocupación humana, ya que los tramos más bajos están cultivados con prados y los más altos son utilizados como pastos de verano (Fillat, 1980).

El clima dominante puede clasificarse como oceánico, si bien las laderas más bajas presentan rasgos del clima submediterráneo (Creus, 1977; De la Riva, 1997). En el observatorio de Hecho (860 m) se registran 1227

mm/año y una temperatura media de 10,3°C. Las mayores precipitaciones se alcanzan en otoño y el mínimo en verano. Sólo el mes de julio es deficitario en humedad en los sectores más bajos de la cuenca. El periodo de heladas puede extenderse de octubre a junio en los enclaves más fríos, y de noviembre a mayo en los más abrigados (De la Riva, 1997).

La cuenca fue explotada tradicionalmente con ganadería extensiva, que aprovechaba en verano los pastos supraforestales (*Puertos*) y trashumaba durante la estación fría al centro de la Depresión del Ebro y al Prepirineo (García-Ruiz, 1971; Calvo Palacios, 1971; Fillat, 1980). Los fondos de valle y las laderas bajas eran cultivados con cereales para alimentación de la población. En las primeras décadas del siglo XX el espacio agrícola ocupaba 5.886 ha en el Valle de Hecho (incluido también Urdués) y 1.139 ha en el Valle de Aragón. A partir de mediados del siglo XX se produce la contracción del espacio cultivado (en 1981 se había abandonado 5.546 ha, el 79% de la superficie cultivada a principios de siglo) y la sustitución de los cereales por prados (Lasanta, 1989). En el mismo periodo se registró también la caída de los censos de ovino, como consecuencia de la crisis del sistema trashumante, y el incremento del vacuno de carne, aunque con una carga muy inferior a la alcanzada con el lanar (Balcells, 1984 y 1988). A diferencia de otros valles del Pirineo, el área de estudio no ha sido afectada por grandes infraestructuras turísticas ni por embalses, y la superficie repoblada es muy escasa (Chauvelier, 1990).

MÉTODOS

Obtención de la información cartográfica

La identificación de la distribución espacial de las cubiertas del suelo actuales se realizó con imágenes del satélite Landsat (Sommer *et al.*, 1998). Se emplearon tres imágenes distintas para identificar los ecosistemas locales (verano Landsat 5-TM, tomada en Agosto de 1991; primavera, Landsat 5-TM, tomada en Junio de 1993; y otoño Landsat 7-ETM+, tomada en Octubre de 1999). La utilización de tres imágenes evita los problemas causados por los contrastes de reflectividad, que se producen en distintas estaciones del año debido a los cambios fenológicos (Serra *et al.*, 2003). La situación ideal habría sido disponer de imágenes de varios meses en el mismo año, pero la cubierta nubosa, que frecuentemente cubre éstas áreas, hizo necesario utilizar imágenes de diferentes años. Las imágenes fueron ortorrectificadas al sistema UTM (30N), con un modelo digital de elevación de 30 metros de resolución.

El algoritmo utilizado fue el desarrollado por Palá y Pons (1995) a partir de puntos de control. El error medio cuadrático en la georreferenciación de cada una de las imágenes fue inferior a 1 píxel.

Las anomalías radiométricas provocadas por la perturbación atmosférica y por el relieve fueron corregidas. El procedimiento de corrección se basó en el trabajo de Gilabert *et al.* (1994) y en el modelo radiativo simplificado de Bird y Riordan (1986), modificado para las áreas de montaña por Beguería (2003).

La clasificación de usos del suelo final se obtuvo de las bandas espectrales de las tres imágenes (Chuvienco, 2003), utilizando un método híbrido que combina dos módulos del software MiraMon (Pons, 2000): ISODATA y CLSMIX. El procedimiento combina una clasificación no supervisada y áreas de entrenamiento. La clasificación no supervisada obtiene el máximo número de clases espectrales posible de las bandas de las tres imágenes.

Mediante trabajo de campo se seleccionaron una serie de áreas de entrenamiento, suficientemente representativas de cada una de las categorías de cubiertas del suelo. Una vez digitalizadas sobre la imagen, se asignó cada una de las clases espectrales a las clases de cubiertas del suelo mediante el establecimiento de dos umbrales: si el 30% o más de una clase espectral estaba dentro de una clase de cubierta del suelo se asignaba a la misma, y si el 1% de una cubierta estaba conformada por una clase espectral, ésta se asignaba a ese uso del suelo. El método de clasificación mixto utilizado puede consultarse en detalle en Serra *et al.* (2003). Tras el proceso de clasificación inicial se identificaron tres asignaciones conflictivas: en primer lugar las áreas de roca desnuda y suelo erosionado, en segundo lugar la confusión entre prados de siega de regadío y pastos supraforestales; por último las áreas de matorral asignadas a prados de siega de secano. Las asignaciones conflictivas se resolvieron con criterios topográficos. Por encima de 1600 m las áreas de suelo desnudo fueron clasificadas como roca, y por debajo de esta elevación los píxeles asignados como roca fueron clasificados como suelo desnudo. Igual criterio se utilizó para diferenciar entre pastos supraforestales (> 1500 m) y prados de siega (< 1500 m). El mayor problema consistió en diferenciar los prados de secano de algunas áreas de matorral al coincidir en su distribución altitudinal. En este caso se optó por cartografiar las zonas de prados a partir de fotogramas aéreos actuales, asignando el resto de espacios a la categoría de matorral.

Dado que la heterogeneidad espacial resultante es muy elevada, se aplicó un filtro selectivo, (FAGOVAL) del software MiraMon con una ventana de 3 x 3 píxeles, para homogeneizar y eliminar píxeles aislados.

Por último, se comprobó la validez de la cartografía obtenida mediante la comparación con diversos puntos de control en el campo (Chuvienco, 2003). Esta comparación se muestra en el Cuadro 1, que indica la elevada fiabilidad alcanzada (85 +/-2.15%).

CUADRO 1. MATRIZ DE CONFUSIÓN PARA VALIDAR LA CLASIFICACIÓN FINAL

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	35	5			3					
2		22	1	1	5					
3		3	16							
4		1		3						
5			4		15					
6			1			9	1			
7	2				1		14	1		
8										
9										
10										
11										1

Vertical: Observado en el campo. Horizontal: Obtenido en la clasificación de las imágenes de satélite.
 Leyenda: 1: Bosque de coníferas; 2: Bosque de caducifolios; 3: Pastos supraforestales; 4: Prados; 5: Bosques mixtos; 6: Roca desnuda y pastos alpinos; 7: matorrales; 8: Suelo desnudo; 9 Núcleos de población; 10: Ríos; 11: Barras fluviales.

La cartografía de la cubierta potencial se obtuvo a partir de la "*Carte de la végétation de la France*" (Dupias *et al.*, 1982). El mapa informa sobre cuatro aspectos: la zonación fitoclimática, la vegetación espontánea (la tendencia que seguiría la vegetación en ausencia del hombre o la existente antes de su presencia), la utilización agrícola del suelo y las condiciones del medio que condicionan los usos agrícolas y la cubierta vegetal. La cartografía permite reconstruir un mapa de "cubierta potencial", aunque sería más preciso decir de usos del suelo con intervención moderada del hombre, que nosotros entendemos se limita a la presencia de prados en los lugares idóneos por condiciones ambientales.

La cartografía está publicada a escala 1: 200.000, aunque elaborada a 1: 33.000. Sin duda, la reducción de escala implica la pérdida de detalles y

manchas menores, si bien el mapa resultante incluye lo esencial de la cubierta "potencial". Conviene tener presente que los microambientes no quedan reflejados a la escala gráfica y al nivel de clasificación utilizados en este trabajo (grandes unidades de formaciones vegetales). El mapa fue escaneado, georreferenciado, y digitalizadas las diferentes cubiertas vegetales mediante el SIG MiraMon (Pons, 2000), convirtiendo finalmente las imágenes a formato *raster* con un tamaño de celda de 30 x 30 m, para que coincidiera con el detalle de la información del mapa de vegetación actual. La adaptación de la cartografía de menor escala a la de mayor escala constituye una probable fuente de errores en los resultados, siendo mucho más correcta la adaptación inversa. Sin embargo, en este trabajo se decidió asumir los posibles errores, al considerar que los cambios esenciales seguirían las mismas tendencias, una vez que –además– en la cartografía de cubiertas actuales se habían eliminado los píxeles de menor tamaño.

Análisis de la transición

La transformación de los usos del suelo entre la situación actual y potencial se evaluó mediante el estudio de las transiciones entre los ecosistemas locales, representados por las cubiertas del suelo. Tras solapar ambas situaciones se obtuvo la superficie que de la situación actual de cada uso (i) pasaría a la cubierta potencial (j), analizando las distintas probabilidades de transición en cada caso (Swan y Sandilans, 1995).

La evaluación de la significación de dichos cambios se realizó mediante un análisis de tablas cruzadas, cuya estructura es de 11 x 9 (filas x columnas). Una vez construida la tabla de cruce entre ambos momentos se manipularon los datos como una matriz de transición de frecuencias. De esta forma se obtuvieron las frecuencias teóricas, sometiendo a la prueba de χ^2 las distribuciones de frecuencias de las transiciones empíricas y las estimadas. El análisis se realizó bajo la hipótesis nula (H_0) de que los datos procedían de una población cuyas transiciones entre usos eran aleatorias. En particular, que la distribución de las cubiertas del suelo en el momento inicial (actual) no se solapaban (no estaban dirigidas) con la distribución de cubiertas potenciales. Como hipótesis alternativa (H_1) se ha considerado que las distribuciones de cubiertas comparadas proceden de una población de transiciones no aleatoria, es decir que existe asociación espacial entre la cubierta original y la potencial. La probabilidad se ha evaluado mediante modelos de Montecarlo con prueba de dos colas en el programa estadístico SPSSTM. Detalles del procedimiento y aplicación a otros ámbitos de estudio se encuentran en Swan y Sandilans (1995).

Finalmente, dado que la prueba descrita sólo establece si existe, o no, una asociación entre las variables comparadas (usos del suelo en momentos distintos), la medida de la fortaleza de la asociación de la hipótesis alternativa (H_1) se ha evaluado por medio del Coeficiente de Contingencia (CC) (Clark y Hosking, 1986), relativizado sobre su máximo valor para permitir comparaciones con otras áreas (Downie y Heath, 1986; Sachs, 1978), que en el caso que nos ocupa es de 0.943.

Análisis de la composición del paisaje

Se han considerado tres indicadores de la composición del paisaje: los índices de diversidad, dominancia y equitatividad.

- La *diversidad* se evaluó mediante el índice de Shannon-Weaver (H), según:

$$H = \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

donde, H es el índice de diversidad, p la proporción de cada cubierta del suelo j en el área de estudio, \ln la base de logaritmos neperianos y s el número de cubiertas del suelo o tipos de ecosistemas locales presentes.

El valor de diversidad es el atributo de mayor uso en la descripción de los ecosistemas y paisajes, ya que evalúa tanto la riqueza del conjunto como la proporción de cada elemento. La descripción detallada de este indicador y de los siguientes se puede consultar con ejemplos en Begon *et al.*, (1986), aplicados al estudio de comunidades de animales o plantas, y en Farina (1998, p. 220), referidos a cubiertas del suelo.

- La *Dominancia* fue evaluada mediante el índice de Simpson (D), según:

$$D = H \text{ máxima} + (-H)$$

Donde, H es la diversidad máxima posible en cada caso (equivalente a $\ln s$), y $(-H)$ es el valor de diversidad. El índice expresa el predominio de uno o unos pocos elementos en el conjunto.

- Para calcular la *Equitatividad* o *Equitabilidad* (J) se empleó la relación:

$$J = H / \ln s$$

Donde H es la diversidad ya comentada y $\ln s$ el logaritmo neperiano del número de usos del suelo. Valores elevados de J indican que la proporción de cada elemento tiende a ser semejante a la de los demás. La distribución es

perfectamente equitativa y todos los elementos tienen la misma proporción si $J = 1$. Así la equitatividad expresa el reparto proporcional entre los diversos elementos y , a su vez, permite comparar el índice de diversidad (H) con el índice de dominancia de Simpson (D), al reducir el rango de variación de la diversidad H a un intervalo entre 0 y 1. Tal es el origen de la ponderación entre el valor de H respecto a la máxima diversidad, que por definición es equivalente al número de elementos.

RESULTADOS

La distribución de las cubiertas del suelo en la situación actual y potencial

La figura 2 muestra la distribución de la cubierta actual y la figura 3 de la cubierta potencial. El cuadro 2 presenta la superficie ocupada por cada categoría en ambas situaciones.

CUADRO 2. SUPERFICIE DE LAS DIFERENTES CUBIERTAS DEL SUELO

	Actual		Potencial	
	Ha	%	Ha	%
Bosques de coníferas	8957	29.1	12563	40.8
Bosques de frondosas	6047	19.7	9392	30.5
Pastos supraforestales	3980	12.9	3499	11.4
Prados	983	3.2	1928	6.3
Bosques mixtos	4091	13.3	698	2.3
Roca desnuda y pastos alpinos	2308	7.5	2314	7.5
Matorral	3909	12.7	-	-
Suelo desnudo	118	0.4	-	-
Barras fluviales	17	0.1	17	0.1
Núcleos de población	43	0.1	43	0.1
Vegetación de ribera	314	1.0	313	1.0
TOTAL	30768	100	30768	100

Entre ambos mapas, como es lógico, varios usos del suelo no cambian o lo hacen mínimamente. Se trata de los núcleos de población, de la vegetación de ribera y de las barras desarrolladas en los cauces de los ríos. Tampoco experimenta ninguna modificación la clase roca y vegetación rupícola o de pastos alpinos, ya que en ella apenas existe intervención humana. Su localización en las cumbres más elevadas y en paredes abruptas sobre calizas impide el acceso del ganado. Por otro lado, su interés ganadero es marginal, ya que la vegetación está dominada por comunidades de *Crepedetum*

pyguraea y de *Saxifragiom ajugifoliae*, de plantas aisladas de nulo interés ganadero, aunque capaces de sobrevivir sin suelo aprovechando grietas de lapiaces, canchales o gleras y crestas escarpadas (Montserrat, 1971).

FIGURA 2. CUBIERTAS DE VEGETACIÓN ACTUALES EN LOS VALLES DE HECHO Y ARAGÜÉS

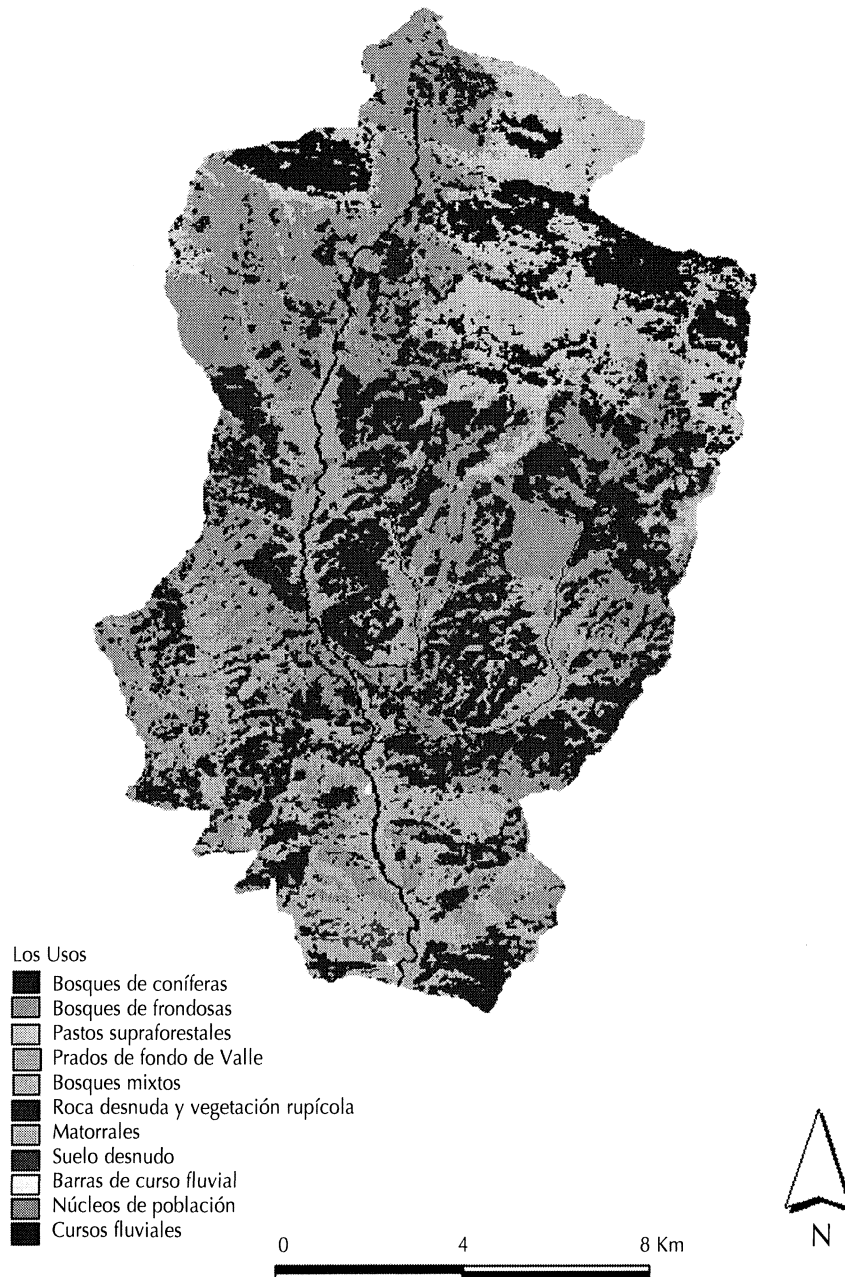
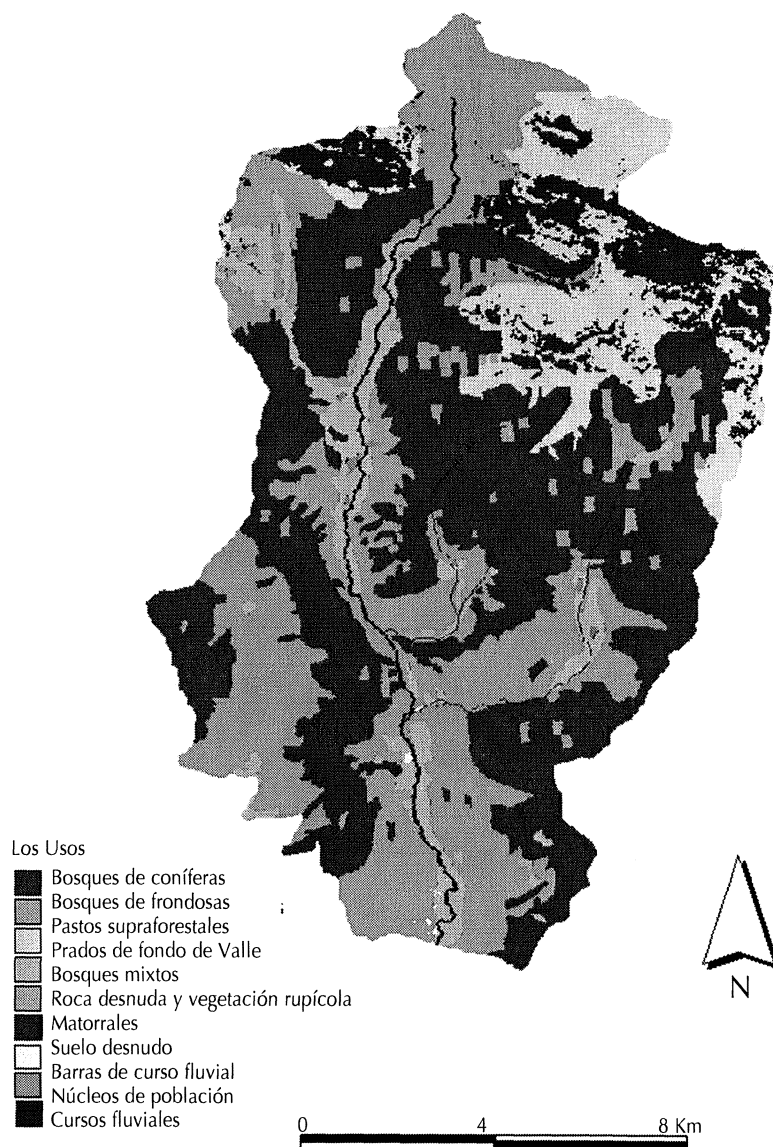


FIGURA 3. CUBIERTAS DE VEGETACIÓN POTENCIALES EN LOS VALLES DE HECHO Y ARAGÜÉS



En el mapa de cubiertas actuales aparecen dos categorías (matorrales y suelo desnudo) que no están en el de cubiertas potenciales. En ambos casos constituyen ecosistemas locales de paso o transición hacia otros tipos, por lo que, lógicamente, no fueron cartografiadas en el mapa de cubiertas espontáneas o potenciales.

El resto de las cubiertas experimentarían transformaciones más o menos acusadas. Los bosques de coníferas y frondosas aumentarían considerablemente, pasando de ocupar en el presente el 48,8% de la superficie total de la cuenca al 71,3% en una situación hipotética de cubiertas potenciales. Los bosques mixtos, por el contrario, disminuirían su superficie de 4091 ha a 698 ha. Los pastos supraforestales también verían reducida ligeramente su extensión (de 3980 ha a 3499 ha), mientras que los prados duplicarían su superficie expandiéndose por enclaves muy apropiados para la producción forrajera.

La comparación de ambos mapas permite observar que los cambios más importantes tendrían lugar en las laderas medias y bajas (sector meridional del área de estudio), mientras que serían más localizados en las laderas de mayor altitud, y nulos en las cumbres y vertientes escarpadas.

Las transiciones entre las cubiertas vegetales

Las probabilidades empíricas de la transición entre las cubiertas vegetales se incluyen en el Cuadro 3. Los cambios más notables se producirían en las superficies potenciales de frondosas, bosques mixtos y, sobre todo, de matorrales, como indican sus menores probabilidades de permanencia en el cruce consigo mismas. Las frondosas serían sustituidas principalmente por coníferas (p 0.55), aunque recibirían superficie de los bosques mixtos (0.39), pero sobre todo, de las áreas de matorrales (0.59). La sustitución por coníferas sería más intensa en el caso de los bosques mixtos (p 0.52). Este tipo de cubierta, la de los ecosistemas locales forestales, son las que demuestran menos permanencia (p 0.02). Se observa también que algunas de las áreas de matorral podrían ser ocupadas por prados (p 0.12), si la intervención del hombre controlase el avance del matorral.

Como transformaciones secundarias de interés, cabría considerar la evolución de áreas desnudas a bosques de frondosas (p 0.8), pero cubriendo escasas superficies en el valle. Del mismo modo habría una sustitución de pastos supraforestales por bosques de coníferas (0.13), y de los matorrales por prados de fondo de valle y por frondosas.

Las transiciones observadas producen un contraste entre dos situaciones altamente significativas (Cuadro 4). El contraste entre la distribución de frecuencias de las transiciones observadas y las transiciones teóricas calculadas da un valor de $\chi^2 = 1660 \times 10^3$, (gl. 80, $p < 0.000$), que indica que los cambios entre ambas situaciones no son aleatorios. La asociación de dichos cambios es fuerte, el coeficiente de contingencia bruto es de 0.910 ($p < 0.000$) y supone respecto al máximo (CC / CC_{\max}) un valor del 96,5 %.

CUADRO 3. PROBABILIDAD DE TRANSICIONES EMPÍRICAS ENTRE USOS DEL SUELO

	Potencial											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	
Actual												
Coníferas	0.60	0.32	0.03	0.02	0.03	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Fronosas	0.55	0.32	0.02	0.06	0.05	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Pastos supraforestales	0.13	0.08	0.77	0.01	0.00	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Prados fondo valle	0.08	0.25	0.00	0.67	0.00	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Bq mixtos	0.52	0.39	0.03	0.05	0.02	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Roca y veg. Rupícola	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Matorral	0.28	0.59	0.00	0.12	0.00	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Suelo desnudo	0.11	0.81	0.00	0.08	0.00	0.00	--	--	0.00	0.00	0.00	
Barras curso fluvial	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	--	--	1.00	0.00	0.00	
Núcleos población	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	--	--	0.00	1.00	0.00	
Cursos fluviales	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	--	--	0.00	0.00	1.00	

A. Bosque de coníferas. B. Bosque de frondosas. C. Pastos supraforestales. D. Prados de fondo de valle. E. Bosques mixtos. F. Roca y vegetación rupícola. G. Matorrales. H. Suelo desnudo. I. Barras de curso fluvial. J. Núcleos de población. K. Cursos fluviales.

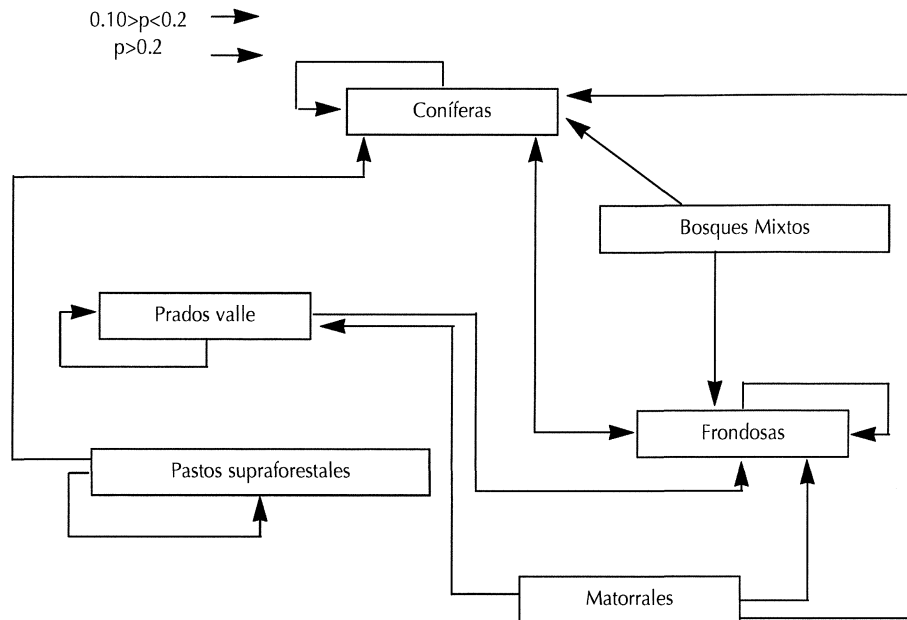
La Figura 4 muestra gráficamente el resultado de dichas transiciones. Los espacios forestales presentan los cambios más importantes, especialmente los bosques mixtos, que pasarían a ser bosques de pinos o de frondosas, mientras que sólo una parte menor permanecería como bosque mixto. Una proporción importante de las coníferas se mantendría en su espacio potencial, si bien otras áreas pasarían a frondosas. La pérdida de superficie de matorrales serviría para incrementar, sobre todo, la de los bosques, tanto de frondosas como de coníferas. Los pastos supraforestales se mantendrían, y sólo pequeñas manchas cambiarían de uso en dirección hacia bosque (de coníferas principalmente).

CUADRO 4. MATRIZ DE TRANSICIONES ENTRE USOS DEL SUELO (DATOS EN NÚMERO DE PIXELS / 1000)

	Potencial											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	
Actual												
Coníferas	59.8	32.0	2.5	2.3	2.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fronosas	37.2	21.6	1.1	3.7	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastos supraforestales	5.9	3.7	34.1	0.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Prados fondo valle	0.8	2.7	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bq mixtos	23.6	17.6	1.1	2.3	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Roca y veg. rupícola	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral	12.2	25.7	0.1	5.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Suelo desnudo	0.1	1.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Barras curso fluvial	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
Núcleos población	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
Cursos fluviales	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5

A. Bosque de coníferas. B. Bosque de frondosas. C. Pastos supraforestales. D. Prados de fondo de valle. E. Bosques mixtos. F. Roca y veg. Rupícola G. Matorrales. H. Suelo desnudo. I. Barras de curso fluvial. J. Núcleos de población. K. Cursos fluviales

FIGURA 4. MODELO DE TRANSICIÓN DESDE LAS CUBIERTAS DE VEGETACIÓN ACTUALES A LAS "POTENCIALES".



La modificación de la composición del paisaje

Como consecuencia de los cambios observados, la composición del paisaje experimentaría modificaciones. El índice de diversidad se reduciría considerablemente (pasaría de 1.860 a 1.489), al igual que el de equitatividad (0.776 en la actualidad y 0.678 en la situación potencial prevista en este trabajo). Por el contrario, el índice de dominancia se incrementaría, de 0.538 a 0.708. Estos resultados muestran claramente que el número de teselas sería menor, mientras que su tamaño medio aumentaría. Por otro lado, se asistiría a la unión de teselas dando lugar a cubiertas de gran tamaño. La observación comparada de los mapas de cubiertas actuales y potenciales así lo pone de manifiesto. En la situación actual se mantiene un puzzle de manchas con formas y tamaños distintos, gracias –en parte– a la presencia de áreas de matorral, mientras que en la potencial dominarían grandes manchas, de bosques en las laderas medias y bajas, de pastos en el nivel supraforestal y de prados en los fondos de valle.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El análisis realizado en este trabajo pone de manifiesto que la estructura del paisaje es más compleja en la actualidad que lo que sería en una situación hipotética de marginación productiva, con abandono generalizado de las actividades primarias. A lo largo de la Historia, el hombre ha modificado profundamente la cubierta vegetal del Pirineo. La presión demográfica, relativamente elevada entre los siglos XVI al XIX, y el aumento de la cabaña ganadera llevaron a la deforestación de muchas laderas en los fondos de valle y en áreas boscosas. La primera gran deforestación tuvo lugar en el siglo II de nuestra era. Montserrat (1992) señala que a partir del siglo XI-XII también se eliminó una parte importante del bosque para alimentación de los rebaños trashumantes. Por último, en el siglo XIX y primeras décadas del siglo XX, coincidiendo con los máximos demográficos, se deforestaron y desbrozaron muchas laderas medias y bajas para el establecimiento de campos de cultivo de carácter claramente marginal (Lasanta, 1989). Todo ello llevó a la creación de un nuevo paisaje vegetal, cuyo rasgo más característico fue la disminución acusada del bosque. No obstante, durante la segunda mitad del siglo XX, parte de ese bosque se ha recuperado, como consecuencia de la menor presión humana manifestada en el abandono de tierras y la subutilización de pastos por la disminución de la ganadería (Balcells, 1984 y 1988).

Los dos procesos descritos, la deforestación histórica y la revegetación reciente, parecen marcar los rasgos actuales del paisaje. Así, el área idónea para los prados está ahora cubierta parcialmente por matorrales y bosques de coníferas y frondosas, como resultado del proceso de contracción del área agrícola desde los inicios del siglo XX (Lasanta, 1988).

En el mismo sentido, en las solanas del piso colino (el más intervenido por el hombre) dominan los matorrales, especialmente en laderas de campos abandonados. Sin embargo, el lapso transcurrido tras el abandono se manifiesta en una diferente composición vegetal; así en los campos abandonados en la segunda mitad del siglo XX las especies más representativas son *Genista scorpius*, *Rosa sp.*, *Juniperus communis*, *Crataegus monogyna* y *Buxus sempervirens*, mientras en los más antiguos la vegetación arbustiva ha dejado paso a bosques de pino silvestre y robles, con preferencia los primeros a ocupar las umbrías y los segundos las solanas. No obstante, durante una larga fase –en la que se encuentran actualmente muchas laderas– ambos ecosistemas locales conviven dando lugar a bosques mixtos (Ruiz Flaño, 1993).

El piso montano actual está representado por pinares de pino albar (*Pinus sylvestris*) que ocupan preferentemente las exposiciones solanas, y que han visto favorecida su expansión por la intervención humana. En las solanas con suelo más pobre el pino aparece acompañado por bojés (*Buxus sempervirens*) y erizones (*Echinopartum horridum*). En condiciones más húmedas el pinar está acompañado de bojés y musgo, dando lugar al llamado *pinar musgoso* (Montserrat, 1971). Dentro del piso montano, en los ambientes más húmedos y sombríos se desarrollan hayedos y abetales.

En el nivel altitudinal superior, el pino silvestre presenta una transición hacia el pino negro, con presencia de ejemplares aislados que rara vez llegan a formar bosquetes densos. Su carácter invasor es evidente en los claros de bosque de frondosas y en el nivel inferior de los pastos supraforestales, quizá por la escasa presión ganadera reciente. Las cumbres están dominadas por los pastos de alta montaña, subalpinos y alpinos. En el piso subalpino, por encima de los 1.600 m, la vegetación potencial de matorrales y coníferas ha sido sustituida por pastos, generalmente de *Nardus stricta* o pastizal de cervunal, después de sucesivas fases de deforestación para ampliar la superficie de pastos (Montserrat, 1992; García-Ruiz y Valero, 1997).

La menor presencia del hombre llevaría a un paisaje más homogéneo, dominado por tres tipos de ecosistemas locales: los prados de siega, el bosque y los pastos supraforestales, cuya distribución espacial reflejaría un aprovechamiento biológico del potencial ecológico. Los fondos de valle estarían ocupados por prados de siega. Por encima, y hasta los 2000 m, se desarrollaría el bosque, cuyos tipos se organizarían en función de la altitud y exposición: En las solanas del piso colino inferior los carrascales (*Quercus ilex sp. valota*) y, fundamentalmente, los quejigales (*Quercus faginea*) ocuparían las laderas entre 1200 y 1600 m de altitud. En las umbrías se localizarían los bosques de *Pinus sylvestris*. En el piso montano, los pinares de pino silvestre serían dominantes en las solanas, apareciendo los hayedos en las umbrías y áreas de mayor humedad. Los bosques mixtos de haya con abeto se desarrollarían en el piso montano húmedo, por encima de los 1.200 m y hasta los 1.700 m, preferentemente en exposiciones húmedas. El pino negro (*Pinus uncinata*) se refugiaría en los ambientes oromediterráneos y subalpinos. Finalmente, por encima del nivel del bosque aparecerían los pastos supraforestales, con una sucesión en altitud de los tipos subalpino y alpinos; éstos ya por encima de los 2.300 – 2.400 m (Villar, 1980 y 1982; Remón, 1997).

El estudio de la composición del paisaje en el área de estudio, a partir de los indicadores de diversidad, dominancia y equitatividad, demuestra dos hechos. En primer lugar, que la modificación del paisaje por la sociedad ocupante presenta patrones y pautas de sustitución entre ecosistemas, que reflejan el papel que cada uno de ellos ha proporcionado a la sociedad que lo ocupaba. En segundo lugar, que dicho proceso lleva a un aumento de la diversidad de los ecosistemas locales y, sobre todo, a la disminución de la dominancia.

Se puede plantear la duda de cuáles serían resultados si el trabajo se hubiera realizado a una escala mayor, que incluyese los microambientes locales. Es seguro que la heterogeneidad de la cubierta potencial se incrementaría, pero también lo haría la presencia de elementos creados por la actuación humana (bancales, setos, acequias, pequeñas áreas de regadío junto a fuentes, lugares de encuentro del ganado, puntos de organización del pastoreo, etc). A falta de estudios de detalle se puede intuir que el aumento de escala llevaría a mayores diferencias entre el grado de diversidad del paisaje actual y "potencial", porque tradicionalmente las actividades humanas han tratado de potenciar la heterogeneidad ambiental. De hecho, la gestión del Pirineo durante siglos se fundamentó en dos pilares: el aprovechamiento de la heterogeneidad y el desarrollo de mecanismos de adaptación a los microambientes, con el fin de extraer la máxima energía, tanto del escalonamiento altitudinal de usos del suelo como de cada uno de los enclaves en los diferentes pisos bioclimáticos (Puigdefábregas y Balcells, 1970; Anglada *et al.*, 1980; Lasanta, 1990).

Es con la extensificación de la producción cuando se ha reducido la complejidad paisajística, mostrando una clara tendencia hacia la homogeneización. En este sentido, Vicente-Serrano *et al.*, (2000) comprobaron -en el valle próximo de Borau- que la estructura del paisaje se había hecho más homogénea entre 1957 y 2000 por la menor intervención del hombre, lo que había facilitado el avance de matorrales de sucesión y de bosques. A resultados similares llegaron Taillefumier y Piégay (2003) en los Prealpes franceses, Lasanta y Vicente-Serrano (2001) en el Sistema Ibérico riojano y Bonet *et al.* (2001) en la montaña alicantina. En todos los casos el abandono agrícola, la baja presión ganadera y las repoblaciones masivas subyacen en la evolución reciente del paisaje, que muestra ya la dominancia de muy pocos elementos y la pérdida de diversidad; rasgos que posiblemente en el futuro se acentuarán a medida que las actividades primarias se hacen más escasas y los rasgos del paisaje tradicional quedan borrados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha contado con el apoyo de los proyectos de investigación: *Efectos erosivos del fuego a lo largo de un gradiente climático. Aportaciones para la gestión de áreas quemadas* (REN2002-00133/GLO), *Caracterización espacio-temporal de las sequías en el valle medio del Ebro e identificación de sus impactos* (BSO2002-02743), y *Variabilidad climática y dinámica forestal en ecosistemas de ecotono* (REN2003-07453) financiados por la CICYT y FEDER, y por el "Programa de grupos de investigación consolidados" (BOA 147 of 18-12-2002), financiado por el Gobierno de Aragón.

Recibido 18.12.03

Aceptado 13.05.05

BIBLIOGRAFÍA

- ANGLADA, S., BALCELLS, E., CREUS, J., GARCÍA-RUIZ, J.M., MARTÍ, C., y PUIGDEFÁBREGAS, J. (1980): *La vida rural en la montaña española (Orientaciones para su promoción)*. Instituto de Estudios Pirenaicos, 107: 133 pp., Jaca.
- BALCELLS, E. (1984): Estudio comparado de las cuencas altas del Subordán y del Veral y de las unidades étnicas que utilizan sus recursos. *Pirineos*, 123: 5-143.
- BALCELLS, E. (1988): Utilización territorial de las mancomunidades de Echo y Ansó y su evolución gestora a medida de las pérdidas demográficas de las doce últimas décadas. *Geographica*, 25: 4-39.
- BEGON M, HARPER J.L. y TOWNSEND C.R. (1986) *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona, Ed. Omega, 886 pp
- BEGUERÍA, S., (2003): *Identificación y caracterización de las fuentes de sedimento en áreas de montaña: Erosión y transferencia de sedimento en la cuenca alta del río Aragón*, Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza, Zaragoza. (Publicación en CD).
- BIRD, R. E. y RIORDAN, C.J. (1986): Simple Solar Spectral Model for Direct and Diffuse Irradiance on Horizontal and Tilted Planes at Earth' Surface for Cloudless Atmospheres. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 25: 87-97.
- BLONDEL, J. y ARONSON, J. (1999): *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- BONET, A., PEÑA, J., BELLOT, J., CREMADES, M. y SÁNCHEZ, J.R. (2001) Changing vegetation and landscape patterns in semi-arid Spain. En *Ecosystems and sustainability development III* (Villacampa Y., Brebbia, C.A. and Usó, J.L. Ed.), 377-386.
- CALVO PALACIOS, J.L. (1971): Aragüés del Puerto, un valle pirenaico. *Pirineos*, 101: 35-72.
- CLARK W.A.V. y HOSKING P.L. (1986). *Statistical methods for geographer*. Chisterter, John Wiley & Son, 518 pp.
- CREUS, J. (1977): *El clima del Alto Aragón occidental*. Monografías del Instituto de Estudios Pirenaicos, 109: 233 pp., Jaca.
- CHAUVÉLIER, F. (1990): *La repoblación forestal en la provincia de Huesca y sus impactos geográficos*. Colección de Estudios Altoaragoneses: 164 pp., Huesca.
- CHUVIECO, E., (2003): *Teledetección ambiental*. Ariel, Barcelona.

- DE LA RIVA, J. (1997): *Los montes de la Jacetania. Caracterización física y explotación forestal*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón: 358 pp., Zaragoza.
- DE LEO, G. A. y LEVIN S. (1997) The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1 (1): 3.. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3>
- DOWNIE N.M. y HEATH R.W. (1986). *Métodos estadísticos aplicados*. México D.F., Harla, (5ª ed.), 379 pp.
- DUPIAS, G., IZARD, M. y MONTSERRAT, P. (1982): *Carte de la vegetation de la France (nº 76: Luz)*. Centre National de la Recherche Scientifique.
- FARINA A. (1998) *Principles and methods in landscape ecology*. Londres, Chapman Hall, 235 pp.
- FILLAT, F. (1980): *De la ganadería a las nuevas formas de ganadería extensiva. Estudio de los valles de Ansó, Hecho y Benasque*. Tesis Doctoral Universidad Politécnica de Madrid.
- FORMAN, R.T.T. (1995) *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, 632 pp.
- FORMAN, R.T.T. y GODRON M. (1981) Patches as structural components for a landscapes ecology. *BioScience*, 31, 733-740.
- FORMAN R.T.T. y GODRON M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley & Son, Nueva York, pp. 619.
- GARCÍA-RUIZ, J.M. (1971): El valle de Urdués. Un estudio de Geografía Rural. *Pirineos*, 102: 53-91.
- GARCÍA-RUIZ, J.M. y PUIGDEFÁBREGAS, J. (1982): Formas de erosión en el flysch eoceno surpirenaico. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 8 (1-2): 85-124.
- GARCÍA-RUIZ, J.M. y VALERO, B. (1997): Procesos geomórficos históricos y su relación con la actividad humana en el Pirineo central español. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 22-23: 33-56.
- GILBERT, M.A., CONCESE, C. y MASELLI, F., (1994): An atmospheric correction method for the automatic retrieval of surface reflectances from TM images. *International Journal of Remote Sensing*. 15: 2065-2086.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. (1981) *Ecología y Paisaje*. Madrid, Ed. Blume pp. 256.
- HELLMANN, J.J. y FOWLER, G.W. (1999). Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications*, 9, 824-834.
- KRISTENSEN, S.P. (2003): Multivariate análisis of landscape changes and farm characteristics in a study area in the Central Jutland, Denmark. *Ecological Modelling*, 168: 303-318.
- LASANTA, T. (1988): The process of desertion of cultivated areas in the Central Spanish Pyrenees. *Pirineos*, 132: 15-36.
- (1989): *Evolución reciente de la agricultura de montaña: el Pirineo Aragonés*. Geoforma Ediciones: 220 pp., Logroño.
- (1990): Diversidad de usos e integración espacial en la gestión tradicional del territorio en las montañas de Europa occidental. En: *Geoecología de las áreas de montaña* (J.M. García-Ruiz, ed). Geoforma Ediciones: 235-266, Logroño.
- LASANTA, T. y VICENTE, S. (2001): Evolución del paisaje en la montaña submediterránea durante la segunda mitad del siglo XX: Un caso de estudio en la cuenca del Jubera. *Zubía, monográfico*, 13: 193-210.
- MANDER, U. y PALAND, H. (1994): Changes of landscape structure in Estonia during the Soviet period. *GeoJournal*, 33: 45-54.
- MANDER, U., MIKK, M. y KÜLVIK, M. (1999): Ecological and low intensity agriculture as contributors to landscape and biological diversity. *Landscape and Urban Planning*, 46 (1-3): 169-177.
- MARTÍ, C.E. (1996): El glaciario cuaternario en el Alto Aragón Occidental. Tesis Doctoral. Facultad de Geología, Universidad de Barcelona, 254 pp., Barcelona.
- MONTSERRAT, P. (1971): *La Jacetania y su vida vegetal*. CAZAR, Zaragoza.

- MONTSERRAT, J. (1992): *Evolución glacial y postglacial del clima y la vegetación en la vertiente sur del Pirineo: estudio palinológico*. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología, 6: 149 pp., Jaca.
- PALÀ, V. y PONS, X. (1995): Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61: 935-944.
- PONS, X. (2000): MiraMon. Geographic Information System and Remote sensing software. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM. Bellaterra. <http://www.crea.uab.es/miramon>.
- PUIGDEFÀBREGAS, J. y BALCELLS, E. (1970): Relaciones entre la organización social y la explotación del territorio en el Valle del Roncal (Navarra Oriental). *Pirineos*, 98: 53-89.
- REMÓN, J.L. (1997): *Estructura y producción de pastos en el Alto Pirineo Occidental*. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra. RUIZ FLAÑO, P. (1993): Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo. Geoforma Ediciones: 191 pp., Logroño.
- SACHS L. (1978). *Estadística aplicada*. Barcelona, Labor, 567 pp.
- SERRA, P., PONS, X. y SAURÍ, D., (2003): Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 3311-3340.
- SOLER, M. y PUIGDEFÀBREGAS, J. (1972): Esquema litológico del Alto Aragón Occidental (Memoria explicativa). *Pirineos*, 106: 5-15.
- SOMMER, S., HILL, J. y MÉGIER, J., (1998): The potential of Remote Sensing for monitoring rural land use changes and their effects on soil conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67: 197-209.
- SWAN A.R.H. y SANDILANS M. (1995). *Introduction to geological data analysis*. Oxford, Blackwell Sciences, 446 pp.
- TAILLEFUMIER, F. y PIÉGAY, H. (2003): Contemporary land use changes in prealpine Mediterranean mountains: a multivariate GIS –based approach applied to two municipalities in the Southern French Preapls. *Catena*, 51: 267-296.
- VICENTE, S., LASANTA, T. y CUADRAT, J.M. (2000): Transformaciones en el paisaje pirenaico como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales. *Pirineos*, 155: 111-136.
- VILLAR, L. (1980): Catálogo florístico del Pirineo occidental español. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental, 11. 1-422, Jaca.
- (1982): *La vegetación del Pirineo occidental. Estudio de geobotánica ecológica*. Príncipe de Viana: 433pp., Pamplona
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251. ZHOU, Z.Z. (2002): Landscape changes in a rural area in China. *Landscape and Urban Planning*, 47: 33-38.

Resumen

Se analizan, en la cuenca del Aragón Subordán (Pirineo Central), los cambios en la composición del paisaje desde una situación actual a otra potencial, originada por una escasa intervención humana. Para ello se han elaborado un mapa de cubiertas vegetales actuales, a partir de imágenes del satélite Landsat, y otro de cubiertas potenciales. Se presentan las transiciones en las cubiertas del suelo y se estudia la distinta composición del paisaje, aplicando los índices de diversidad, dominancia y equitabilidad. Los resultados señalan que el paisaje actual presenta mayor diversidad y menor dominancia que el potencial.

Palabras clave: estructura del paisaje, usos del suelo, gestión antrópica, teledetección, montaña, Pirineo.

Summary

What direction would landscape composition evolve if human activities were minimal?. An approach to probable changes in current landscape in the Spanish Central Pyrenees. This paper compares the current landscape composition, in the Aragon Subordán Basin (Central Pyrenees), a potential one characterized by low human intervention. To evaluate these changes a land uses map was generated, using Landsat satellite images, as well as a potential vegetation map. Several transitions in land uses are evaluated and the different landscape compositions are analyzed using the diversity, dominance and equitability index. The results show that current landscape present higher biodiversity and lower dominance indexes than the potential landscape.

Key words: landscape structure, land uses, anthropogenic management, remote sensing, mountain, Pyrenees.

Résumé

Dans quel sens évoluerait la composition du paysage si l'activité humaine aurait été minime ? Une approximation des changements probables du paysage actuel dans les Pyrénées Centrales. On analyse, dans le bassin de Aragón Subordán (Pyrénées Centrales), les changements dans la composition du paysage, à partir d'une situation actuelle jusqu'à une situation potentielle, qui serait le résultat d'une légère intervention humaine. Ainsi, on a élaboré une carte de couvertures végétales actuelle, à partir d'images de satellite Landsat, et une autre de couvertures potentielles. Les transitions dans les usages du sol représentées et les différentes compositions du paysage sont étudiées, appliquant les indices de diversité, dominance et équitabilité. Les résultats indiquent que le paysage actuel présente une plus grande diversité et une dominance plus faible que dans le cas de la situation potentielle.

Mots-clés: structure du paysage, usages du sol, gestion anthropique, télédétection, montagne, Pyrénées.