

DIVERSIDAD ESPACIAL DE LA ACTIVIDAD VEGETAL EN CAMPOS ABANDONADOS DEL PIRINEO CENTRAL ESPAÑOL: ANÁLISIS DE LOS PROCESOS DE SUCESIÓN MEDIANTE IMÁGENES LANDSAT (1984-2001)¹

S. M. VICENTE-SERRANO*, S. BEGUERÍA & T. LASANTA

*Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, Campus de Aula Dei, P. O. Box 202.
50080 Zaragoza, Spain. * svicen@ipe.csic.es*

ABSTRACT.— This paper analyses the evolution of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in the central Spanish Pyrenees. For this purpose, Landsat-TM and ETM+ were used. The selected images correspond to August of 1984, 1991 and 2001. The difference in days between the images was not very important to diminish the effects of phenology. The images were geometrically and atmospherically corrected by means of a mixed method based on physical and statistical procedures. Using the NDVI images we calculated coefficients of variation within a radius of 150 meters by means of a moving window procedure. This approach allows to analyse the spatial variability of the vegetation cover. The results show that the NDVI changes have not been important in the analysed period. Nevertheless, there are noticeable modifications in the spatial structure and variability of the NDVI, resulted in homogenization/heterogenisation processes. The forests located at high altitudes have suffered the most important homogenisation processes. On the contrary at low elevated areas the spatial diversity of the vegetation activity increases. Nevertheless, in these areas some spatial differences are found: the heterogenisation of the vegetation cover is less important in the forests than in areas dominated by sclerophyllous vegetation and those characterised by the transition from shrubs to forests. These areas show less mature successional phases after the land abandonment and they are characterised by an increase of the spatial heterogeneity of the NDVI.

Key words: land cover changes, secondary succession, NDVI, Landsat, mountain, Pyrenees, Spain.

¹ Recibido: 25-VII-2006. Aceptado: 18-X-2006.

RÉSUMÉ.— Cette étude analyse l'évolution de l'Indice de Végétation Normalisé (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) obtenu à partir d'images Landsat-TM et ETM+, dans la partie centrale des Pyrénées espagnoles. Trois images des mois d'août 1984, 1991 et 2001, prises à des dates très semblables afin de garantir une certaine homogénéité au niveau de la phénologie, ont été utilisées. Les images ont été corrigées géométriquement et atmosphériquement selon une procédure mixte basée sur un modèle à base physique et sur des considérations statistiques. A partir des images de NDVI, les coefficients de variation dans un rayon de 150 mètres ont été calculés à l'aide d'une fenêtre mobile, afin d'analyser la variabilité spatiale du couvert végétal. Les résultats montrent que les changements de NDVI ont été peu importants au cours de la période considérée. Des changements sont cependant notables au niveau de la variabilité de l'activité végétale en raison de processus d'homogénéisation/hétérogénéisation. Les surfaces de forêt situées aux altitudes les plus élevées ont subi les processus d'homogénéisation les plus importants. Au contraire, dans les zones les moins élevées, la diversité spatiale a augmenté, traduisant la prédominance de processus d'hétérogénéisation. Cette dernière est moindre au niveau des surfaces de forêt que au niveau des surfaces couvertes par une végétation sclérophylle et de celles présentant une transition buisson/forêt. Ces deux types de surfaces se situent en effet en phase moins avancée dans le processus de succession végétale suivant l'abandonnement des terres agricoles, qui se caractérise par une augmentation de l'hétérogénéité spatiale.

Mots clés: Changements de couvert végétal, succession secondaire, NDVI, Landsat, montagne, Pyrénées, Espagne.

RESUMEN.— Se analiza la evolución temporal del índice de vegetación normalizado (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), obtenido a partir de imágenes Landsat-TM y ETM+, en un sector del Pirineo central español. Se han utilizado tres imágenes de agosto de los años 1984, 1991 y 2001, con una escasa diferencia en días en la toma de las mismas para garantizar la homogeneidad en la fenología de la vegetación. Las imágenes fueron corregidas geométrica y atmosféricamente siguiendo un método mixto basado en un modelo físico y procedimientos estadísticos. A partir de las imágenes de NDVI se han calculado coeficientes de variación móviles en un radio de 150 metros, para analizar la variabilidad espacial en la actividad vegetal. Los cambios en el NDVI han sido poco importantes durante el periodo analizado, existiendo escasas diferencias entre las tres imágenes. Sin embargo, sí se han producido cambios apreciables en la variabilidad espacial de la actividad vegetal, como consecuencia de procesos de homogeneización/heterogeneización. Se ha comprobado que en las áreas de bosques localizadas a mayor altitud se ha producido un proceso de homogeneización de la cubierta vegetal. Por el contrario, en las partes más bajas se ha incrementado la diversidad espacial, reflejando un dominio de procesos de heterogeneización. Ésta ha sido menor en las zonas de bosque que en las áreas cubiertas por vegetación esclerófila y en las de transición matorral/bosque, espacios que se encuentran en fases más tempranas de sucesión tras el abandono agrícola y en las que la sucesión se caracteriza por un aumento de la heterogeneidad espacial.

Palabras clave: Cambios de cubierta vegetal, sucesión secundaria, NDVI, Landsat, montaña, Pirineo, España.

1. Introducción

A lo largo del siglo XX el Pirineo español experimentó un proceso acusado de marginación productiva, con el abandono masivo del espacio agrícola (en el Pirineo aragonés 2/3 del área cultivada), y el descenso del número de cabezas de ganado (LASANTA, 1989). Este fenómeno de carácter socioeconómico ha tenido múltiples implicaciones ambientales, entre las que se incluyen la instalación de diferentes procesos de erosión del suelo en campos abandonados (RUIZ-FLAÑO, 1993), el incremento del riesgo de génesis y propagación de incendios (VICENTE-SERRANO *et al.*, 2000) o la homogeneización del paisaje (VICENTE-SERRANO *et al.*, 2000a). Pero, sobre todo, ha dado lugar a un importante proceso de recuperación de la cubierta vegetal en las laderas (LASANTA *et al.*, 2000).

El proceso de revegetación ha sido muy intenso en determinados sectores del Pirineo central español, caracterizándose por el incremento de los matorrales y bosques de sucesión (LASANTA *et al.*, 2005; UBALDE *et al.*, 1999). Antes de comenzar el último cuarto del siglo XX ya se habían registrado las principales transformaciones en el paisaje, de forma que en los años ochenta y noventa los cambios parecían escasos (LASANTA & VICENTE-SERRANO, 2006). Sin embargo, el análisis de imágenes de satélite mediante la creación de secuencias de mapas de índices de vegetación han permitido comprobar que continúa el proceso de revegetación, favorecido -en parte- por el incremento térmico, concentrándose mayoritariamente en laderas de campos abandonados (VICENTE-SERRANO *et al.*, 2005).

Ello resulta lógico si tenemos en cuenta que el proceso de sucesión vegetal en campos abandonados es complejo en función de muy diversos factores. La fertilidad del suelo previa al abandono afecta considerablemente al ritmo de sucesión (RUIZ-FLAÑO, 1993). La gestión tras el abandono, fundamentalmente la presión ganadera soportada, ejerce un destacado papel en las diferencias espaciales de las fases de sucesión (LASANTA *et al.*, 2005; VICENTE-SERRANO, 2001). Además, la topografía condiciona notablemente la incidencia de la radiación solar en el terreno, la temperatura, la tasa de evapotranspiración y, por lo tanto, la humedad del suelo (SANTA REGINA, 2000; LASANTA *et al.*, 2004). En definitiva, el proceso de colonización vegetal depende de la edad de abandono, de los contrastes ambientales (topografía, fertilidad del suelo, clima local) y de la gestión previa y posterior al abandono, que en conjunto hacen que las laderas de campos abandonados constituyan un mosaico de áreas con diferente grado de actividad vegetal.

Determinar cómo la diversidad vegetal varía en el tiempo resulta muy complejo. La mayor parte de los estudios se basan en la interpretación visual de fotogramas aéreos, a partir de los cuales se identifican diferentes catego-

rías de cubierta vegetal. El análisis visual y la necesidad de delimitar unidades homogéneas conllevan inevitablemente una elevada generalización, siendo muy difícil apreciar los cambios de grano fino que se producen dentro de una misma unidad.

La posibilidad de cuantificar el grado de actividad vegetal mediante índices de vegetación derivados de imágenes de satélite, sin embargo, permite analizar los procesos de sucesión vegetal de forma cuantitativa, con elevado grado de detalle espacial, y con frecuente recurrencia temporal (SCHROEDER *et al.*, 2006; HALL *et al.*, 2001). No obstante, diferentes ecosistemas y especies vegetales pueden presentar una actividad vegetal muy similar, de forma que los indicadores cuantitativos de la actividad vegetal pueden no ser muy idóneos para identificar los diferentes estadios de la sucesión vegetal.

Para solventar este tipo de problemas, algunos estudios recurren al análisis espacial de información continua mediante filtros texturales (TURNER & GARDNER, 1991; BAKER, 2001), que permiten detectar los cambios en una variable continua entre espacios vecinos y obtener información sobre el grado de heterogeneidad espacial. La información textural refleja las relaciones espaciales en la composición de la cubierta vegetal, y su variación temporal se ha interpretado como indicadora de procesos de sucesión vegetal y/o degradación (p. ej. TANSER & PALMER, 1999; RIERA *et al.*, 1998; MILLINGTON *et al.*, 2003).

En este trabajo se analizan los procesos de sucesión vegetal durante las dos últimas décadas en un territorio amplio del Pirineo centro-occidental, con el objetivo de identificar las áreas que experimentaron mayores cambios. Para ello se utiliza una secuencia de imágenes del índice de vegetación NDVI de alta resolución espacial obtenidas a partir de imágenes Landsat.

Según nuestra hipótesis, el proceso de revegetación tras el abandono de los campos de cultivo se caracteriza por un incremento de la heterogeneidad en la actividad vegetal seguido de un proceso de homogeneización. Tras un estadio inicial de gran homogeneidad debido a la predominancia de los campos de cultivo, el avance hacia estadios de vegetación más maduros pasa por una fase inicial en la que la distinta edad de abandono de los campos y las diferencias de gestión contribuyen a incrementar la heterogeneidad vegetal por el diferente ritmo que siguen los matorrales en la ocupación de los campos. La existencia de islas de vegetación y de algunos pies arbóreos entre los campos también contribuyen a una elevada heterogeneidad espacial durante esta fase. Según avanza la sucesión, la cobertura de matorral se hace más homogénea y se instalan los primeros pies arbóreos en un proceso de difusión a partir de las manchas de vegetación arbórea preexistentes. Este proceso continúa hasta que la cubierta boscosa comienza a densificarse y a hacerse más

madura, hasta que el paisaje se encuentra dominado por amplias manchas boscosas de gran homogeneidad espacial.

2. Área de estudio

El territorio estudiado se localiza en el sector noroccidental del Pirineo oscense (Fig. 1), comprendiendo las cuencas de los ríos Veral, Aragón Subordán, Osia, Estarrún y Lubierre, afluentes todos del río Aragón. La superficie del área de estudio es de 60.241 ha, con un gradiente altitudinal muy elevado, ya que las cotas más bajas se sitúan por debajo de los 800 m, mientras que las cimas superan los 2.500 m (Visaurín, 2670 m, Pico de la Garganta, 2643 m).

La litología y el relieve se organizan en bandas paralelas que siguen una dirección NW-SE. El sector más septentrional corresponde al Pirineo Axial, donde dominan arcillas y pizarras, lo que ha favorecido la génesis de zonas deprimidas y la aparición de grandes valles de dirección W-E, destacando el de Guarrinza en la cabecera del Aragón Subordán. Inmediatamente al Sur se sitúan las Sierras Interiores, una banda estrecha de litología calcárea donde se alcanzan las máximas altitudes (Visaurín, Sierra Bernera, Los Aspes, Los Alanos, Peña Forca, etc.). A continuación aparecen las Sierras del Flysch (alternancias de areniscas y margas del Eoceno en capas de poco espesor), con altitudes comprendidas entre 800 y 2.200 m, que originan laderas de pendientes regularizadas, entre las Sierras Interiores y la Canal de Berdún. En la actualidad este sector está fuertemente afectado por procesos torrenciales y deslizamientos de ladera (GARCÍA-RUIZ & PUIGDEFÁBREGAS, 1982). La banda inferior corresponde a las margas del Eoceno, sector en el que alternan campos cerealistas con zonas acarcavadas.

La red fluvial sigue una dirección N-S dando lugar a pequeñas terrazas en sus márgenes. Los fondos de valle más amplios se deben a la impronta glaciaria, destacando la cubera de Hecho y el rellano de obturación lateral del Barranco de El Hospital (Aragón Subordán) (GARCÍA-RUIZ & MARTÍ, 1994).

El clima presenta una variación importante, como lo demuestra la presencia de un clima de rasgos oceánicos en el NW y de características submediterráneas en el S y SE. Por otro lado, el relieve juega un papel destacado en el incremento de las precipitaciones y el descenso de las temperaturas a medida que se asciende en altitud. Por encima de los 1700 m se registran con cierta frecuencia más de 2000 mm/año y los periodos sin lluvias son escasos y muy cortos, por lo que los periodos de déficit hídrico son breves. Una proporción importante de la lluvia se recibe en forma de nieve, que permanece durante varios meses ya que la isoterma de 0°C se sitúa a los 1650 m. Entre los 700 y

1100 m, especialmente en el sector S y SE, aparece el clima submediterráneo con precipitaciones inferiores a los 950 mm y algunos periodos de sequía, en verano e invierno, sobre todo. Entre ambas situaciones se establece una gradación climática importante (CREUS, 1983).

La ocupación del suelo muestra un escalonamiento altitudinal, apareciendo en los fondos de valle los prados de siega y algunas parcelas de cereal; las solanas de las laderas bajas y medias están cubiertas de quejigos (*Quercus gr. faginea*), que alternan con áreas de matorral. En las partes umbrías y más elevadas el *Pinus sylvestris* sustituye al quejigo. A mayor altitud, cuando la innivación se prolonga, aparece el pino negro (*Pinus uncinata*). En el sector más noroccidental dominan los bosques húmedos montanos de haya y abeto. Por encima de los 1600 m se desarrollan los pastos subalpinos y alpinos, ocupando éstos áreas muy localizadas en este sector del Pirineo. También abundan las áreas de roca desnuda, canchales o gleras y formas kársticas (VILLAR & BENITO, 2001).

De cara a los objetivos de este trabajo interesa destacar que las laderas del Flysch se cultivaron con cereales, especialmente las solanas, hasta los años 40 del siglo XX. Desde entonces se produjo un proceso de abandono agrícola que permitió el inicio de los mecanismos de sucesión vegetal. LASANTA (en prensa) señala que los campos abandonados de este sector del Pirineo ocupan 18.317 ha, lo que representa aproximadamente el 30% del territorio.

3. Metodología

Las características espectrales de la vegetación permiten la captura de información por parte de sensores de observación de la superficie terrestre instalados a bordo de satélites artificiales. La vegetación fotosintéticamente activa presenta una elevada reflectividad de la radiación electromagnética en la región espectral del infrarrojo cercano. Por el contrario, la mayor parte de la radiación que recibe la vegetación en la región visible del espectro es absorbida por los pigmentos fotosintéticos (KNIPLING, 1970). Debido a tales propiedades, y gracias a la disponibilidad de imágenes de satélite que cubren estas regiones del espectro electromagnético, se pueden calcular varios índices de vegetación que permiten medir el estado y grado de actividad de la cubierta vegetal (BANNARI *et al.*, 1995). Entre ellos, el más utilizado es el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI, TUCKER, 1979), que se formula:

$$NDVI = \frac{\rho_{IR} - \rho_R}{\rho_{IR} + \rho_R}$$

Donde ρ_{IR} es la reflectividad en la región espectral del infrarrojo cercano y es la reflectividad en la región espectral del rojo.

Existen algunos problemas del uso del NDVI para medir la cubierta vegetal, sobre todo el hecho de que habitualmente las relaciones entre el NDVI y algunos parámetros de la vegetación (índice de área foliar, cubierta vegetal, biomasa, etc.) son no lineales (GILLIES *et al.*, 1997), pues el NDVI se satura antes de que la máxima actividad vegetal sea alcanzada (CARLSON *et al.*, 1990). A pesar de estos inconvenientes, diferentes autores han comprobado que existe una estrecha relación entre el NDVI y algunos parámetros de la vegetación, como el índice de área foliar (CARLSON & RIPLEY, 1997) o la cantidad de biomasa (WYLIE *et al.*, 2002).

Los satélites de la serie Landsat presentan un gran potencial para el análisis de la cubierta vegetal. Los sensores TM, disponibles en los satélites Landsat desde 1984, registran información multiespectral a resolución espacial de 30 metros (MARKHAM *et al.*, 2004). Dicha resolución espacial y cobertura temporal no pueden obtenerse de otros tipos de imágenes de satélite. De ahí, que las imágenes del satélite Landsat hayan sido utilizadas en múltiples estudios temporales de la cubierta vegetal (p. ej., COHEN *et al.*, 2002; HOSTERT *et al.*, 2003; LAWRENCE y RIPLEY, 1999), ya que disponen de información espectral en las regiones del visible y el infrarrojo cercano, lo que permite el cálculo del NDVI.

Una de las limitaciones que plantean las imágenes de satélite es que se encuentran afectadas por una serie de perturbaciones radiométricas: la iluminación solar y las condiciones atmosféricas, que dificultan la comparación de los índices de vegetación tomados en diferentes fechas (SONG & WOODCOCK, 2003). Este tipo de problemas se suelen solventar en las imágenes de baja resolución espacial y alta frecuencia temporal (p. ej., NOAA-AVHRR) mediante la creación de compuestos multitemporales y filtrados (GUTMAN *et al.*, 1995). En el caso de las imágenes de alta resolución espacial, como las Landsat, en las que la frecuencia temporal es baja resulta necesario llevar a cabo procedimientos de corrección más complejos.

En este trabajo se han utilizado tres imágenes Landsat de agosto, mes en que la disponibilidad resulta mayor por la menor frecuencia de cubierta nubosa. La primera de ellas (TM) corresponde al 20-8-1984, la segunda al 24-8-1991 (TM) y la más reciente al 11-8-2001 (ETM+). La diferencia en días entre dichas imágenes es escasa para evitar problemas de homogeneidad causados por cambios fenológicos en la cubierta vegetal. Las condiciones climáticas previas en los tres años fueron similares, por lo que se puede considerar un efecto mínimo de las diferencias climáticas en la actividad vegetal.

3.1 Corrección de las imágenes de satélite

Inicialmente se corrigieron las tres imágenes geoméricamente mediante puntos de control y el algoritmo desarrollado por PALÀ & PONS (1995), que considera un modelo digital del terreno para mejorar la precisión de la corrección. Posteriormente, las tres imágenes se calibraron de acuerdo a los coeficientes revisados por CHANDER & MARKHAM (2003) en el caso del sensor TM, y de los publicados por el USGS americano (http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_toc.html) para la imagen ETM+. Los niveles digitales de las tres imágenes se convirtieron en valores de reflectividad aparente, de acuerdo a la irradiancia solar exoatmosférica y al ángulo de incidencia solar.

Las perturbaciones que introduce la atmósfera son las más importantes en la comparación de imágenes de satélite de fechas distintas, debido a la importante variación temporal de algunos parámetros atmosféricos. El efecto atmosférico sobre la señal electromagnética ha sido modelizado mediante diferentes aproximaciones, siendo las más robustas las basadas en modelos de transferencia radiativa (RICHTER, 1996). De entre los procedimientos más completos y utilizados hay que destacar el "*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S*", desarrollado por VERMOTE *et al.* (1997) y ampliamente utilizado para la corrección atmosférica de imágenes Landsat (OUAIDRARI & VERMOTE, 1999; SONG *et al.*, 2001; SONG & WOODCOCK, 2003). Las reflectividades aparentes de las tres imágenes se incluyeron en el modelo de transferencia radiativa, junto a una serie de parámetros atmosféricos propios del momento de adquisición: cantidad de aerosoles, vapor de agua y ozono atmosférico. Estos dos últimos parámetros están disponibles a escala diaria y cobertura global (http://toms.gsfc.nasa.gov/ozone/ozone_v8.html, <http://www.cdc.noaa.gov>). El espesor óptico de los aerosoles se estimó a partir de una derivación del método del píxel oscuro, mediante una separación del efecto de la atmósfera molecular y de los aerosoles en la señal electromagnética (véanse detalles en BEGUERÍA, 2005).

Posteriormente se corrigió el efecto que introducen las condiciones de iluminación para compensar las diferencias causadas por la irregularidad del terreno. Se ha utilizado un modelo de reflectividad anisotrópico o no lambertiano, pues este procedimiento presenta una mayor robustez que los modelos lambertianos (RIAÑO *et al.*, 2003).

A continuación, las imágenes se normalizaron entre sí para eliminar posibles errores residuales en el proceso de corrección atmosférica (OLSSON, 1993). Para ello se utilizaron puntos pseudo-invariantes (roca desnuda, núcleos de población y masas de agua), identificados mediante reconocimiento visual. Con ellos se construyeron modelos de regresión a partir de una ima-

gen de referencia (11-8-2001) para hacer comparables las reflectividades obtenidas en cada una de las fechas (FURBY & CAMPBELL, 2001).

Finalmente, a partir de las imágenes corregidas atmosférica y topográficamente y normalizadas, se calculó el NDVI en cada fecha y se eliminaron las zonas afectadas por nubes mediante reconocimiento visual.

3.2 *Análisis textural*

Las diferencias de magnitud de los valores de NDVI son, en general, muy pequeñas para los intervalos temporales de los que se posee imágenes de satélite, por lo que la evaluación de los procesos de sucesión vegetal puede resultar muy compleja (SCHROEDER *et al.*, 2006). No obstante, la dinámica espacial de los procesos de sucesión vegetal ofrece una elevada potencialidad para identificar dichas modificaciones mediante imágenes de satélite.

Partiendo de la hipótesis de partida, nos hemos centrado en la estructura espacial de la vegetación. Para ello se ha analizado la variabilidad del NDVI mediante filtros espaciales de ventana móvil, que permiten la obtención de cartografías continuas. Se ha aplicado un filtro de coeficiente de variación, con un radio de 150 metros, a cada una de las tres imágenes de NDVI. El coeficiente de variación se calcula como el cociente de la desviación estándar y la media de todos los píxeles incluidos en la ventana de 150 metros y su valor se asigna al píxel central. Una de las disciplinas que ha utilizado este tipo de información textural es la Ecología del Paisaje, para poder relacionar la estructura de los paisajes con la función de los mismos (FARINA, 2001). Así, por ejemplo, diferentes parámetros de diversidad o variabilidad de los paisajes (tipos de coberturas, actividad vegetal, variabilidad topográfica) han sido puestos en relación con la riqueza o diversidad de especies y con la variabilidad y organización de otros elementos del paisaje como la litología o la geomorfología (NOGUÉS & PÉREZ-CABELLO, 2003). De cara a los objetivos del trabajo, lo importante es que permite delimitar áreas con características similares de complejidad de la información: áreas homogéneas, áreas diversas y zonas de contacto o ecotonos entre situaciones distintas.

3.3 *Información auxiliar*

Para analizar los patrones espaciales de cambio en función de las diferentes cubiertas se ha utilizado la cartografía de la base *CORINE land-cover* 1990. El programa CORINE es un esfuerzo de la Comisión Europea para cartografiar las cubiertas del suelo de los estados miembros, distinguiendo 44 clases.

Se elaboró a escala 1:100.000, mediante la interpretación visual de imágenes Landsat-TM y con una unidad cartografiada mínima de 25 ha (ver, por ejemplo, BROWN & FULLER, 1996). Hay que señalar que la escala de la cartografía de cubiertas del suelo es más grosera que el detalle espacial que permiten las imágenes de satélite utilizadas. No obstante, el detalle espacial sobrepasa en alta medida la escala de 1:100.000, pues la cartografía fue elaborada mediante el análisis visual de imágenes Landsat y permite identificar teselas de reducidas dimensiones fácilmente visibles en las tres imágenes de satélite utilizadas en este trabajo. Además, las categorías de la base CORINE pueden asociarse realmente con las principales coberturas del suelo en el área de estudio. En el caso de las zonas boscosas resulta evidente, pero también en el caso de las zonas de pastizales, áreas agrícolas y zonas de matorrales y pastizales en las laderas bajas, que en su mayor parte corresponden con campos de cultivo abandonados.

Tal vez una cartografía realizada específicamente para el área de estudio concreta hubiera sido más idónea, pero ello precisa de una importante inversión en trabajo de análisis y validación. Además, la utilización de una cartografía estándar, ampliamente validada y aceptada, también permite una más fácil comparación con otros estudios, y la posibilidad de realizar réplicas en otras áreas sin necesidad de realizar nuevos análisis.

También se utilizó un modelo digital de elevaciones a una resolución de 30 metros, para determinar posibles diferencias en los procesos estudiados en función de la elevación de las clases de ocupación del suelo.

Asimismo, para algunos análisis se ha dividido el área de estudio en dos sectores a partir de la isolinia de 1200 m, ya que las principales transformaciones en los usos del suelo a lo largo del siglo XX se produjeron por debajo de ese nivel (LASANTA, 1989).

4. Resultados

4.1 Distribución espacial del NDVI y su evolución temporal

La Figura 2 muestra la distribución espacial del NDVI en agosto de los años 1984, 1991 y 2001. Se observa una gran similitud en la estructura espacial de las tres imágenes. Los valores más altos se registran en las zonas de bosques del piso montano compuestos fundamentalmente por robledales, hayedos y pinares (> 1400 metros) y en algunas laderas umbrías del sector meridional, ocupadas por bosques. Bajos valores de NDVI se registran en las

zonas más elevadas de cantiles y gleras, así como en los fondos de valle y en muchas laderas solanas del sur del área de estudio, que tienen una escasa cubierta vegetal. No se observan cambios importantes, tanto en la magnitud como en la estructura espacial del NDVI, entre los tres momentos analizados.

La Tabla 1 incluye la superficie, los valores medios y las desviaciones estándar del NDVI para cada una de las cubiertas del suelo del CORINE. Se comprueba que la mayor parte del área de estudio está cubierta por bosques (29.256 ha), si bien las áreas con vegetación de menor porte que se pueden considerar en proceso de avance hacia fases de sucesión más maduras (vegetación esclerófila y transición matorral-bosque) también ocupan una superficie destacada (10.885 ha), al igual que los pastos subalpinos (9.290 ha) y alpinos (7.546 ha), que comparten territorio con áreas de roca desnuda. El espacio cultivado, dedicado mayoritariamente a prados, ocupa sólo 1.148 ha, prácticamente la mitad que el mosaico agrícola-vegetación natural (2.018 ha), que en el área de estudio se corresponden casi de forma unívoca con las áreas de campos abandonados. Los valores promedio de NDVI apenas varían entre las fechas estudiadas, por lo que se puede concluir que no se han producido grandes cambios en la actividad de la cubierta vegetal entre 1984 y 2001. Puede resultar llamativo que los cultivos de regadío presenten bajos valores de NDVI en la estación estival. Este hecho podría estar relacionado con la escala de la cartografía de usos del suelo utilizada. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las áreas con cultivos de regadío se corresponden, en su mayor parte, con prados de siega, cuya actividad vegetal es muy similar a la que presentan los prados de diente de secano. Ello se debe a que las precipitaciones y, por lo tanto, la presencia de agua, no es un factor limitante de primer orden en esta región montañosa, que recibe regulares y abundantes precipitaciones.

4.2 Patrones espaciales de variabilidad espacial del NDVI

La Figura 3 muestra la distribución espacial del coeficiente de variación del NDVI en un radio de 150 metros, en los años 1984, 1991 y 2001. Al igual que en el caso de los valores de NDVI, los coeficientes de variación presentan escasos cambios entre las tres fechas. Los valores más bajos (menor variabilidad espacial del NDVI) se registran en la banda altitudinal de 1200 a 1600 metros, que corresponde a áreas boscosas (bosques de coníferas y bosques mixtos, fundamentalmente). La mayor variabilidad espacial se registra en las partes altas, donde se mezclan los cantiles calizos (con bajos valores de NDVI)

Tabla 1. Valores de NDVI en las cubiertas del suelo en los tres años analizados.
Table 1. NDVI values in the different land cover types in the three analyzed years.

Tipo de cubierta	Superficie (ha)	1984			1991			2001		
		Promedio	Desviación	Promedio	Desviación	Promedio	Desviación	Promedio	Desviación	
Cultivos (secano)	518	0.51	0.13	0.50	0.14	0.53	0.15			
Cultivos (regadío)	630	0.52	0.09	0.57	0.15	0.55	0.16			
Mosaico agrícola/vegetación natural	2.018	0.60	0.11	0.61	0.14	0.63	0.14			
Bosques de frondosas	1.888	0.76	0.10	0.81	0.13	0.78	0.12			
Bosques de coníferas	13.120	0.71	0.11	0.76	0.11	0.72	0.09			
Bosques mixtos	14.248	0.75	0.11	0.78	0.12	0.75	0.11			
Pastos subalpinos	9.290	0.60	0.10	0.61	0.13	0.61	0.13			
Vegetación esclerófila	5.531	0.60	0.10	0.62	0.11	0.62	0.10			
Transición matorral/bosque	5.354	0.61	0.15	0.63	0.12	0.63	0.11			
Roca desnuda	98	0.46	0.13	0.47	0.15	0.44	0.17			
Roca y pastos alpinos	7.546	0.42	0.14	0.43	0.15	0.43	0.17			

y los pastos alpinos, con elevada actividad vegetal en verano. También los fondos de valle muestran una elevada variabilidad espacial, como consecuencia de la convivencia de varias cubiertas del suelo: cereales, prados secano y regadío, manchas de bosque de ribera, barras fluviales, etc. Las laderas de la parte sur presentan una diversidad espacial elevada, fruto de la existencia de áreas vecinas con baja (bosques de coníferas), y alta (vegetación esclerófila, transición matorral-bosque y mosaico agrícola-vegetación natural) variabilidad del NDVI.

La Tabla 2 muestra los valores medios del coeficiente de variación en las diferentes cubiertas del suelo. Dentro de las áreas de vegetación natural, las áreas boscosas muestran la menor variabilidad espacial del NDVI, mientras que las áreas cubiertas con vegetación esclerófila y las áreas de transición de matorral a bosque presentan los valores más elevados.

4.3 Evolución temporal de la variabilidad espacial del NDVI

Dado que las diferencias en la magnitud del NDVI son muy pequeñas entre las fechas analizadas, resulta más adecuado, para conocer la evolución de la vegetación, analizar los cambios en los coeficientes de variación. Ello permite determinar qué áreas muestran procesos de homogeneización de la cubierta y cuáles de heterogeneización. Los primeros serían indicativos estadios maduros de sucesión vegetal, o bien en algunos casos concretos de actuaciones humanas como la urbanización. Los segundos, de un avance diferencial en el proceso de sucesión vegetal. Para ello se ha realizado una resta entre

Tabla 2. Valores medios del coeficiente de variación del NDVI en cada una de las cubiertas del suelo en 1984, 1991 y 2001.

Table 2. Average values of coefficient of variation from NDVI values in each land cover type in 1984, 1991 and 2001.

Tipo de cubierta	1984	1991	2001
Cultivos (secano)	0.20	0.16	0.22
Cultivos (regadío)	0.23	0.21	0.27
Mosaico agrícola/vegetación natural	0.17	0.16	0.18
Bosques de frondosas	0.10	0.10	0.11
Bosques de coníferas	0.10	0.09	0.09
Bosques mixtos	0.10	0.09	0.10
Pastos subalpinos	0.14	0.13	0.15
Vegetación esclerófila	0.12	0.11	0.13
Transición matorral/bosque	0.13	0.11	0.13
Roca y pastos alpinos	0.23	0.21	0.28

las imágenes del coeficiente de variación de los dos intervalos temporales disponibles: 1991-1984 y 2001-1991, así como del total (2001-1984).

Se observan importantes contrastes espaciales, aunque también se pueden reconocer patrones muy nítidos (Figura 4). Entre 1991 y 2001 el ritmo hacia una homogeneización de la cubierta vegetal fue mayor que entre 1984 y 1991. Ello podría explicarse por el mayor número de años transcurridos en el segundo intervalo, y también por ser un periodo más alejado desde la fecha de abandono de amplias áreas cultivadas, lo que puede ser indicativo de que conforme avanza el tiempo dominan más los procesos de homogeneización que los de heterogeneización. Por otro lado, se comprueba que la magnitud de los valores positivos (aumento de la heterogeneidad espacial) es mayor que la de los valores negativos (aumento de la homogeneidad espacial). Este hecho se reconoce tanto en el primer intervalo (1984-1991) como en el segundo (1991-2001), lo que nos indicaría que los procesos de homogeneización son más lentos que los de heterogeneización.

La Tabla 3 muestra los valores medios de cambio en el coeficiente de variación durante el periodo analizado. Llama inicialmente la atención los altos valores del espacio agrícola y de los pastos subalpinos, que –como ya se ha señalado– coinciden con las áreas que más cambian. Por otro lado, resulta destacable las diferencias que se observan entre las áreas de bosque y las de campos abandonados, cubiertos actualmente por vegetación esclerófila o áreas de transición de matorral a bosque y el mosaico agrícola-vegetación natural. En los bosques el aumento de la diversidad espacial es muy baja, especialmente en los de coníferas, que mantenían un ligero incremento en el primer periodo, pero no en el segundo; los bosques mixtos presentan un com-

Tabla 3. Diferencias de coeficientes de variación (x 1000) entre 1991 y 1984, 2001 y 1991 y 2001 y 1984.

Table 3. Differences of coefficients of variation (x 1000): between 1991 and 1984, 2001 and 1991, 2001 and 1984.

Tipo de cubierta	1991-1984	2001-1991	2001-1984
Cultivos (secano)	39.7	18.5	58.2
Cultivos (regadío)	18.9	36.8	55.7
Mosaico agrícola/vegetación natural	10.7	8.4	19.1
Bosques de frondosas	1.4	3.7	5.1
Bosques de coníferas	7.6	-3.8	3.8
Bosques mixtos	9.8	-1.6	8.2
Pastos subalpinos	6.4	12.5	18.9
Vegetación esclerófila	11.3	5	16.3
Transición matorral/bosque	17.4	3	20.5
Roca y pastos alpinos	16.5	53.7	70.2

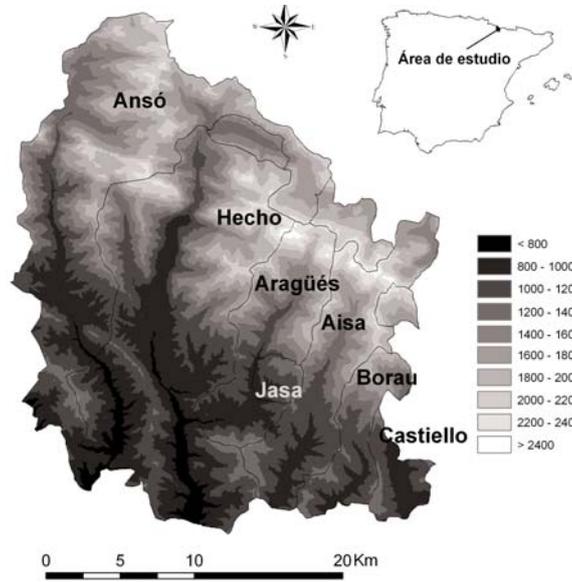


Figura 1. Localización del área de estudio y modelo digital de elevaciones.
 Figure 1. Location of the study area and Digital Elevation Model (DTM).

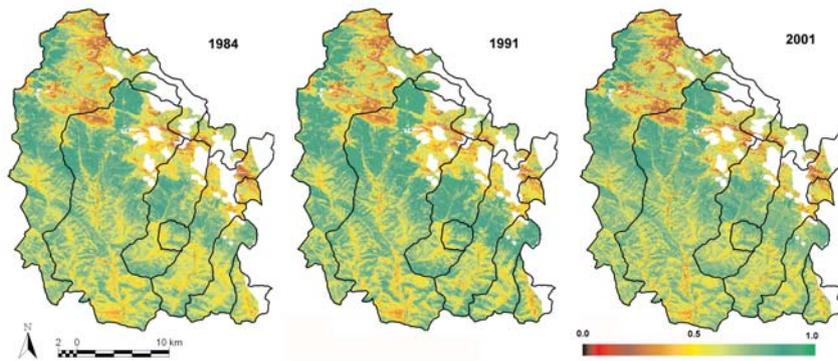


Figura 2. Distribución espacial de los valores de NDVI en 1984, 1991 y 2001. Valores altos implican una mayor actividad vegetal. Las zonas en blanco se corresponden con zonas cubiertas por nubes en alguna de las tres imágenes.
 Figure 2. Spatial distribution of NDVI values in 1984, 1991 and 2001. High values show a great vegetation activity. White areas represent zones covered by clouds.

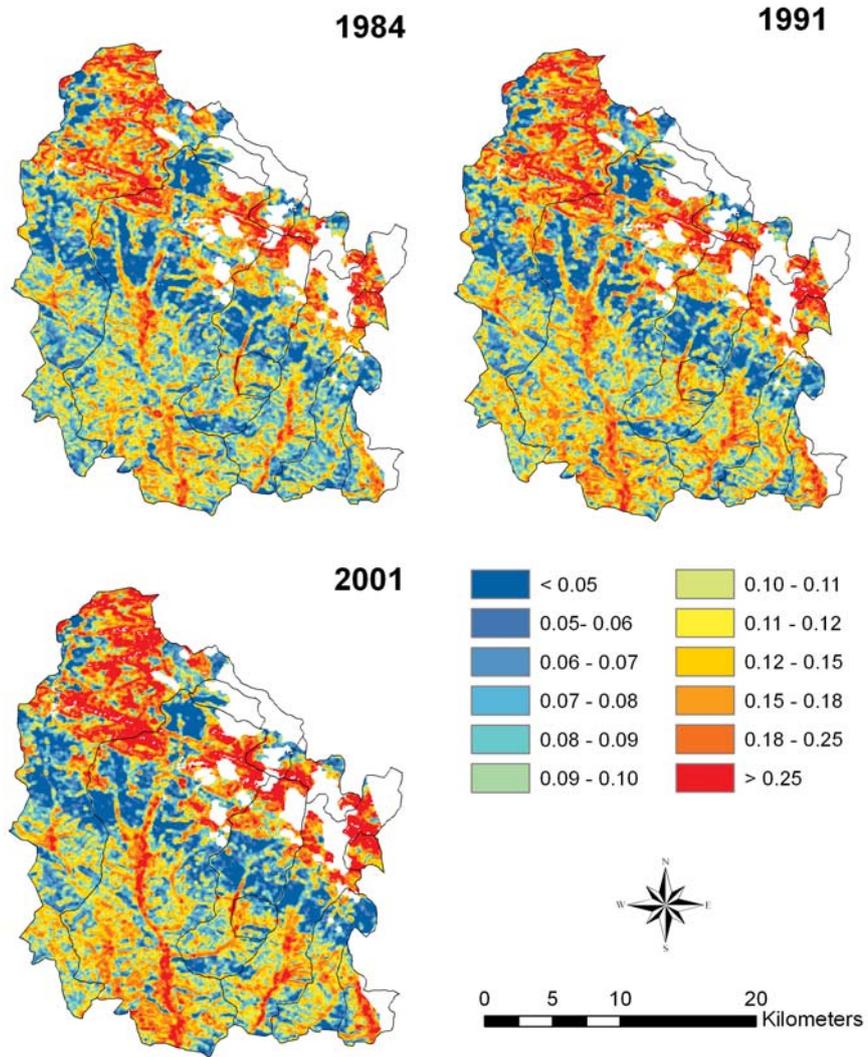


Figura 3. Distribución del coeficiente de variación espacial (radio de 150 metros).
Figure 3. Spatial distribution of the coefficient of variation (window size of 150 m.).

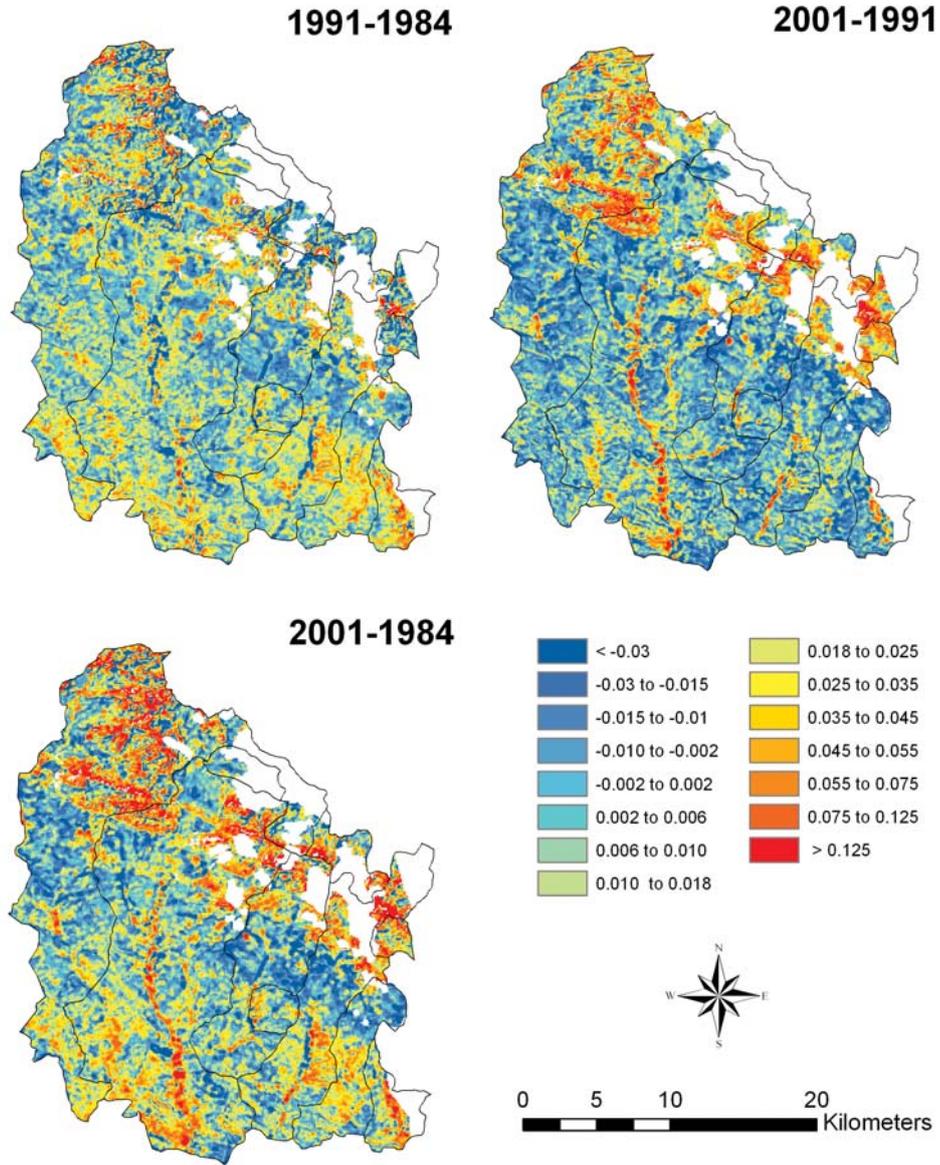


Figura 4. Diferencia entre los coeficientes de variación entre 1984 y 1991, 1991 y 2001, y entre 1984 y 2001. Los valores hacen referencia a una resta entre la imagen final menos la inicial.

Figure 4. Difference between the coefficients of variation: 1984 and 1991, 1991 and 2001, 1984 and 2001. Values indicate the difference between the last and the initial images.

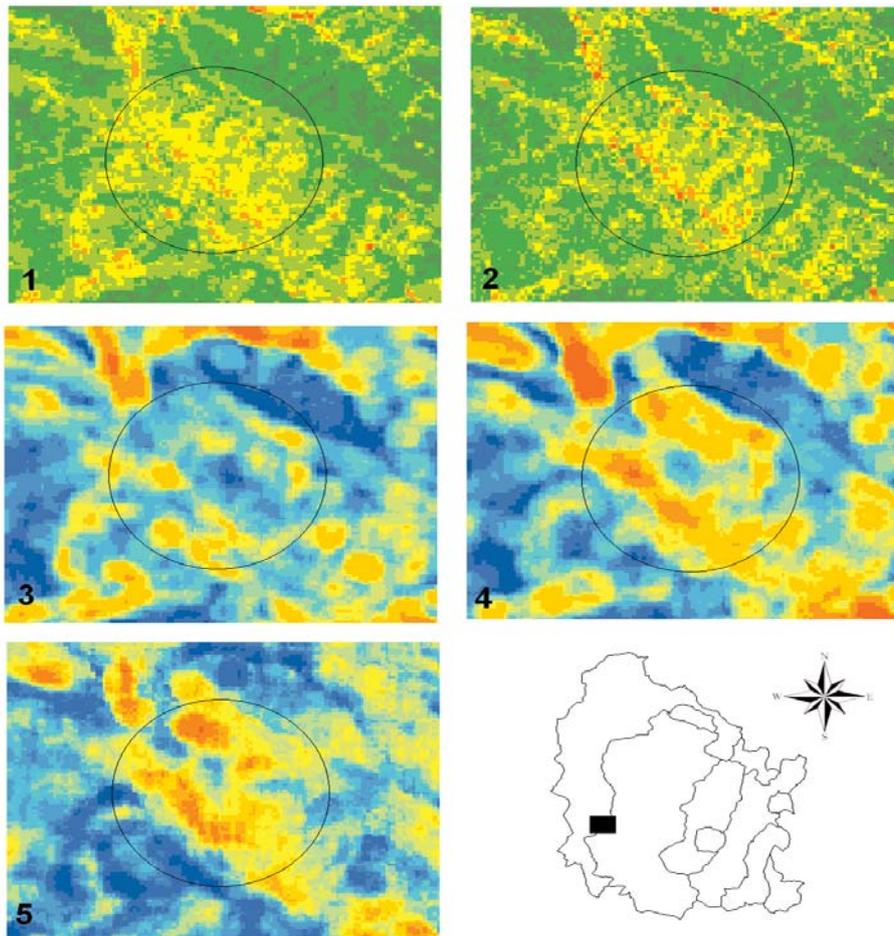


Figura 5. Detalle de evolución del NDVI: 1. 1984, 2. 2001; Coeficientes de variación: 3. 1984, 4. 2001 y su evolución, 5. 2001-1984. Los tonos se corresponden con las leyendas de las figuras 2, 3 y 4.

Figure 5. Spatial detail of NDVI evolution: 1. 1984, 2. 2001; Coefficient of variation: 3. 1984, 4. 2001 and its evolution, 5. 2001-1984. Colors correspond to the legends of the figures 2, 3 and 4.

Tabla 4. Diferencias de coeficientes de variación (x 1000) entre 2001 y 1984 entre las áreas por encima y por debajo de 1.200 metros de altitud.

Table 4. Differences of coefficients of variation (x 1000) between 2001 and 1984 in the regions above and below of 1200 meters.

Tipo de cubierta	> 1200	< 1200
Cultivos (secano)		58.2
Cultivos (regadío)		55.7
Mosaico agrícola/vegetación natural	-15.1	21.2
Bosques de frondosas	4.3	6.3
Bosques de coníferas	-0.7	7.2
Bosques mixtos	7.4	9.0
Pastos subalpinos	18.9	
Vegetación esclerófila	8.0	17.3
Transición matorral/bosque	7.8	22.2
Roca y pastos alpinos	70.2	

portamiento similar, mientras que los de frondosas mantienen una tendencia de muy suave incremento de la diversidad. Las áreas de campos abandonados aportan valores más elevados que los bosques. No obstante, se observa que la tendencia es hacia la disminución progresiva de valores con el paso del tiempo, como consecuencia de que las fases de sucesión vegetal cada vez requieren más tiempo.

Si el área de estudio se divide en dos sectores, por encima de 1200 metros (zonas que albergaban escasos campos de cultivo antes del proceso de abandono) y por debajo de 1200 metros (áreas en las que se han producido las principales transformaciones en los usos del suelo) la evolución resulta muy contrastada, sobre todo en las zonas de bosques de coníferas. Por encima de 1200 metros se asiste a un lento proceso de homogeneización de la cubierta, al tratarse de bosques más maduros y antiguos que los localizados por debajo de 1200 m, que muy frecuentemente coinciden con bosques de repoblación. De hecho, en el segundo caso se aprecia un notable aumento de la heterogeneidad.

5. Discusión y conclusiones

Desde mediados del siglo XX, en el Pirineo aragonés, al igual que en la mayor parte de las montañas españolas, se asiste a cambios muy importantes en la cubierta vegetal. En un estudio reciente, LASANTA & VICENTE-SERRANO (2006) señalan, a partir de fotointerpretación, que el 45% de la superficie del Valle de Borau (río Lubierre) cambió de cubierta vegetal entre

1957 y 2000. De ella sólo el 3.5% experimentó un retroceso en las etapas seriales, coincidiendo con pequeñas talas forestales o desbroces para regeneración de pastizales, mientras que el 41.5% del territorio avanzó siguiendo procesos de sucesión secundaria e incrementos de biomasa vegetal. Para 1981 ya se habían producido los cambios más importantes. VICENTE-SERRANO (2001) pone de manifiesto que el matorral había progresado mucho en el 13.9% del territorio, pasando de estadios con bajo cubrimiento (campos de cultivo y campos abandonados con poco matorral) a una cubierta densa de matorral, mientras que en el 20.1% del territorio se había pasado de una cubierta de matorral a otra de bosque más o menos denso. Desde el año 1981 el proceso continúa, aunque los cambios son menos evidentes a simple vista. De hecho, el mismo autor señala que entre 1990 y 2000 la evolución se caracteriza por la estabilidad, ya que sólo el 0,9% de la superficie del valle muestra un proceso de matorralización, el 9% de avance moderado del bosque y el 2,2% de un avance más importante.

En este trabajo, realizado en un área mucho más amplia y con una metodología distinta, se confirman los escasos cambios que hay en la cubierta vegetal desde los años ochenta, ya que los valores de NDVI apenas varían entre 1984 y 2001. Con respecto a la variación temporal de la textura de la actividad vegetal, medida a partir de la variabilidad espacial del NDVI, se ha comprobado que conviven procesos de heterogeneización y de homogeneización. Por un lado, el proceso hacia una mayor diversidad vegetal se ha producido en zonas de escasa cubierta vegetal, en las que la instalación pionera de manchas de matorral y arbolado se produce de forma dispersa y origina una elevada variabilidad espacial de los valores de NDVI respecto a la situación previa. Por el contrario, la fase de homogeneización se ha observado en cubiertas muy maduras, como las áreas de bosque natural en las que tan sólo se asiste a una fase de densificación, proceso más lento y menos brusco que las fases iniciales de sucesión vegetal. Este contraste se manifiesta en que las áreas con procesos de heterogeneización muestran valores muy distintos del coeficiente de variación a lo largo del periodo estudiado, mientras que las áreas incluidas en procesos de homogeneización tienen escasas diferencias en los valores del coeficiente de variación entre fechas.

El patrón espacial de estos procesos muestra un aumento de la homogeneidad en los bosques de coníferas y mixtos, localizados entre 1200 y 1600 metros. Por el contrario, las áreas que registran los principales cambios en los valores de NDVI coinciden con los pastos alpinos y con los fondos de valle de los principales ríos. En el primer caso, se trata de ecosistemas localizados en condiciones ambientales muy limitantes, en los que los procesos de cambio climático y aumento térmico podrían favorecer un aumento del NDVI

(MYNENI *et al.*, 1997), y facilitar así una mayor diversidad en los valores de NDVI. Como hipótesis también se puede plantear que la cubierta de nieve residual podría condicionar las diferencias espaciales. La ausencia de una explicación definitiva hace que las causas de los cambios en estas áreas deban considerarse con mucha prudencia. De hecho, entre el primer y segundo periodo de análisis se muestra un patrón de evolución bastante diferenciado en estos sectores de alta montaña.

En las zonas de fondo de valle se producen las principales actividades y transformaciones humanas (desde construcción de viviendas turísticas, naves ganaderas, pequeñas roturaciones para rejuvenecer los prados,...), que podrían explicar el aumento de diversidad en el NDVI registrado en estas áreas. También en las laderas bajas se registran importantes diferencias espaciales en la evolución, aspecto que quedaría explicado por la mayor diversidad de condiciones ambientales, determinadas por la topografía, y por la presencia de campos abandonados que se encuentran en fases de sucesión muy diferentes (en función de la edad de abandono y de la gestión), que alternan con bosques de origen muy distinto: de repoblación, de sucesión o climácicos.

Para ilustrar el proceso de heterogeneización tras el abandono de cultivos en un amplio sector del área de estudio se muestra la figura 5, que corresponde a una zona de campos abandonados en fase de avance en las etapas de sucesión vegetal hacia estadios más maduros. Se comprueba que en una zona donde en 1984 predominaban los valores bajos de NDVI (1), en el año 2001 las manchas con valores elevados se han agrandado (2), dando lugar a una mayor diversidad espacial del índice. Las diferencias de magnitud en el NDVI resultan difíciles de identificar, pero resulta evidente que la organización espacial varía de forma notable. Así se comprueba en las imágenes del coeficiente de variación correspondientes a la misma zona, donde se observa un aumento de los mismos en 2001 (4) respecto a 1984 (3). Este proceso conlleva un incremento notable de la diversidad espacial en estas áreas (5).

Se comprueba, pues, que la utilización de imágenes de satélite, índices de vegetación continuos e información textural permiten el análisis de los procesos de sucesión vegetal en amplios espacios, a pesar de que el intervalo temporal disponible es relativamente limitado. La utilización de una variable continua indicativa de la textura de la actividad vegetal (la variación del NDVI en un radio de 150 m) ha permitido detectar procesos de heterogeneización y homogeneización de la vegetación, que se relacionan en el área de estudio con los estadios iniciales y finales de la sucesión vegetal, respectivamente.

Agradecimientos

Este trabajo ha contado con la financiación de los siguientes proyectos: STRIVER, financiado por la Comisión Europea (VI Programa Marco), CANOA: CGL2004-04919-C02-01, CGL2005-04508/BOS, RS-FIRE: CGL2005-04863/CLI y CGL2006-11619HID, financiados por la CICYT y FEDER, PIP176/2005 y el Programa de grupos de investigación consolidados financiados por el Gobierno de Aragón (BOA 48, 20-04-2005).

Referencias

- BAKER, L. W. (2001). The r.le Programs: a set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure. University of Wyoming, Laramie.
- BANNARI, A.; MORIN, D.; BONN, F. & HUETE, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*. 13: 95-120.
- BEGUERÍA, S. (2005). *Erosión y fuentes de sedimento en la cuenca del embalse de Yesa (Pirineo occidental): Ensayo de una metodología basada en teledetección y análisis SIG*. Instituto Pirenaico de Ecología. 158 pp., Zaragoza.
- BROWN, N. J. & FULLER, R. (1996). A CORINE map of Great Britain by automated means. Techniques for automatic generalization of the land cover map of Great Britain. *International Journal of Geographical Information Science* 10: 937-953.
- CARLSON, T. N.; PERRY, E. M. & SCHUMUGGE, T. J. (1990). Remote estimation of soil moisture availability and fractional vegetation cover for agricultural fields. *Agricultural and Forest Meteorology*. 52: 45-69.
- CARLSON, T. N. & RIPLEY, D. A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*. 62: 241-252.
- COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; ALIG, R. J.; SETTER, D. R.; MAIERSPERGER, T. K. & FIORELLA, M. (2002). Characterizing 23 years (1972-95) of stand replacement disturbance in western Oregon forests with Landsat imagery. *Ecosystems*, 5: 122-137.
- CREUS, J. (1983). *El clima del Alto Aragón Occidental*. Monografías del Instituto de Estudios Pirenaicos, 109: 421 pp., Jaca.
- CHANDER, G. & MARKHAM, B. (2003). Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 2674-2677.
- FARINA, A. (2001). *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- FURBY, S. L. & CAMPBELL, N. A. (2001). Calibrating images from different dates to 'like-value' digital counts. *Remote Sensing of Environment*, 77: 186-196.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. & MARTÍ, C. (1994). Rasgos fundamentales del glaciario cuaternario en el Pirineo aragonés. En MARTÍ, C. & J. M. GARCÍA-RUIZ (Eds.). *El glaciario surpirenaico: Nuevas aportaciones*. Geoforma Ediciones: 17-33, Logroño.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. & PUIGDEFÁBREGAS, J. (1982). Formas de erosión en el flysch eoceno surpirenaico. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 8: 83-126.
- GILLIES, R. R.; CARLSON, T. N.; CUI, J.; KUSTAS, W. P. & HUMES, K. S. (1997). A verification of the triangle method for obtaining surface soil water content and energy fluxes from remote measurements of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and surface radiant temperature. *International Journal of Remote Sensing*, 18: 3145-3166.
- GUTMAN, G.; TARPLEY, D.; IGNATOV, A. & OLSON, S. (1995). The enhanced NOAA global land dataset from the advanced very high resolution radiometer. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 76: 1141-1156.
- HALL, F. G.; BOTKIN, D. B.; STREBEL, D. E.; WOODS, K. D. & GOTEES, S. J. (1991). Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, 72: 628-640.
- HOSTERT, P.; RÖDER, A. & HILL, J. (2003). Coupling spectral unmixing and trend analysis for monitoring of long-term vegetation dynamics in Mediterranean rangelands. *Remote Sensing of Environment*, 87: 183-197.
- KNIPLING, E. B. (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 1: 155-159.
- LASANTA, T. (1989). *Evolución reciente de la agricultura de montaña*. Geoforma Ediciones, Logroño, 220 pp.
- LASANTA, T. (en prensa). El paisaje de la montaña mediterránea: cambios por el abandono de tierras agrícolas. *Cuadernos de la Sostenibilidad*.
- LASANTA, T. & VICENTE-SERRANO, S. (2006). Factores en la variabilidad espacial de los cambios de cubierta vegetal en el Pirineo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 32.
- LASANTA, T.; VICENTE-SERRANO, S. & CUADRAT, J. M. (2000). Marginación productiva y recuperación de la cubierta vegetal en el Pirineo: un caso de estudio en el Valle de Borau. *Boletín de la A. G. E.*, 29: 5-28.
- LASANTA, T.; VICENTE-SERRANO, S. M. & CUADRAT, J. M. (2005). Spatial-temporal variability of the plant landscape in the mediterranean highlands due to the abandonment of traditional land uses: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25: 47-65.

- LASANTA, T.; VICENTE-SERRANO, S. M. & ROMO, A. (2004). Influencia de la topografía en la estacionalidad de la actividad vegetal: análisis en el Pirineo occidental aragonés a partir de imágenes NOAA-AVHRR. *Boletín de la A.G.E.* 38: 175-197.
- LAWRENCE, R. L. & RIPPLE, W. J. (1999). Calculating change curves for multitemporal satellite imagery: Mount St. Helens 1980-1995. *Remote Sensing of Environment*, 67: 309-319.
- MARKHAM, B. L.; STOREY, J. C.; WILLIAMS, D. L. & IRONS, J. R. (2004). Landsat sensor performance: history and current status. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42: 2691-2746.
- MILLINGTON, A. C.; VÉLEZ-LIENDO, X. M. & BRADLEY, A. V. (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *ISPR Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57: 289-297.
- NOGUÉS, D. & PÉREZ-CABELLO, F. (2003): cartografía y análisis de la diversidad del paisaje vegetal en la montaña riojana y su papel como herramienta de gestión. *Zubía Monográfico*, 13: 177-192.
- MYNENI, R. B.; KEELING, C. D.; TUCKER, C. J.; ASRAR, G. & NEMANI, R. R. (1997). Increase plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. *Nature*, 386: 698-702.
- OLSSON, H. (1993). Regression functions for multitemporal relative calibration of thematic mapper data over boreal forest. *Remote Sensing of Environment*, 46: 89-102.
- OUIDRARI, H. & VERMOTE, E. F. (1999). Operational atmospheric correction of Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 70: 4-15.
- PALÀ, V. & PONS, X. (1995). Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61: 935-944.
- RIANO, D.; CHUVIECO, E.; SALAS, J. & AGUADO, I. (2003). Assessment of different topographic corrections in Landsat-TM data for mapping vegetation types. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 1056-1061.
- RICHTER, R. (1997). A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 1201-1214.
- RIERA, J. L.; MAGNUSON, J. J.; VANDE CASTLE, J. R. & MACKENZIE, M. D. (1998). Analysis of large-scale spatial heterogeneity in vegetation indices among North American landscapes. *Ecosystems*, 1: 268-282.
- RUIZ-FLAÑO, P. (1993). *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo*. Geofoma Ediciones, 190 pp. Logroño.

- SANTA REGINA, I. (2000). Desarrollo de vegetación y radiación solar que incide en laderas de la Sierra de Béjar, Salamanca (España). *Pirineos*, 155: 59-74.
- SCHROEDER, T. A.; COHEN, W. B.; SONG, C.; CANTY, M. J. & YANG, Z. (2006). Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 103: 16-26.
- SONG, C.; WOODCOCK, C. E.; SETO, K. C.; LENNEY, M. P. & MACOMBER, S. A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75: 230-244.
- SONG, C. & WOODCOCK, C. E. (2003). Monitoring forest succession with multitemporal landsat images: factors of uncertainty. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 2557-2567.
- TANSER, F. C. & PALMER, A. R. (1999). The application of a remotely-sensed diversity index to monitor degradation patterns in a semi-arid, heterogeneous, South African landscape. *Journal of Arid Environments* 43: 477-484.
- TUCKER, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8: 127-150.
- TURNER, M. G. & GARDNER, R. H. (1991). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- UBALDE, J. M.; RIUS, J. & POCH, R. M. (1999). Monitorización de los cambios de uso del suelo en la cabecera de cuenca de la Ribera Salada mediante fotografía aérea y S. I. G. (El Solsonés, Lleida, España). *Pirineos*, 153-154: 101-122.
- VERMOTE, E. F.; TANRÉ, D.; DEUZÉ, J. L.; HERMAN, M. & MORCRETTE, J. J. (1997). Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35: 675-686.
- VICENTE-SERRANO, S. M. (2001). *El papel reciente de la ganadería extensiva de montaña en la dinámica del paisaje y en el desarrollo sostenible: el ejemplo del valle de Borau*. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Investigación. 181 pp. Zaragoza.
- VICENTE-SERRANO, S. M.; LASANTA, T. & CUADRAT, J. M. (2000). Influencia de la ganadería en la evolución del riesgo de incendio en función de la vegetación en un área de montaña: El ejemplo del Valle de Borau. *Geographicalia*, 38: 33-57.
- VICENTE-SERRANO, S. M.; LASANTA, T. & CUADRAT, J. M. (2000a). Transformaciones en el paisaje del Pirineo como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales. *Pirineos*, 155: 111-133.
- VICENTE-SERRANO, S. M.; LASANTA, T. & ROMO, A. (2005). Analysis of the spatial and temporal evolution of vegetation cover in the Spanish cen-

- tral Pyrenees: the role of human management. *Environmental Management*, 34: 802-818.
- VILLAR, L. & BENITO, J. L. (2001). Vegetación. En RÍOS, S. (Ed.) *El medio físico y su peligrosidad en un sector del Pirineo Central*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Medio Ambiente, 1: 47-54, Madrid.
- WYLIE, B. K.; MEYER, D. J.; TIESZEN, L. L. & MANNEL, S. (2002). Satellite mapping of surface biophysical parameters at the biome scale over the north american grasslands. A case study. *Remote Sensing of Environment*, 79: 266-278.