

# ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA TOTAL DE ESPECIES EN UNA ZONA QUEMADA UN AÑO DESPUÉS DEL FUEGO MEDIANTE QUICKBIRD

Olga Viedma, Iván Torres y José M. Moreno

Departamento de Ciencias Ambientales  
Facultad de Ciencias del Medio Ambiente  
Universidad de Castilla-La Mancha  
Avda. Carlos III, s/n  
45071 Toledo - España  
e-mail: olga.viedma@uclm.es  
phone: +34 925268800 (Ext. 5469)/fax: +34 925268840

## RESUMEN

Un año después del fuego, las zonas quemadas aparecen dominadas principalmente por herbáceas, y las especies leñosas actúan como fuentes de heterogeneidad espacial. Aunque hay un fuerte contraste en la riqueza de especies de plantas entre los espacios abiertos dominados por herbáceas (más ricos) y los dominados por leñosas (más pobres); la riqueza de especies es más alta en un nivel intermedio de cobertura donde se produce una competencia moderada. En este trabajo estamos interesados en evaluar el papel de la cubierta vegetal y la heterogeneidad espacial, medida por una imagen QuickBird, en los patrones de riqueza total de especies de una zona quemada a diferentes escalas locales. El área de estudio se encuentra en el Centro-Oeste de España (Anchuras, Ciudad Real), y se vio afectada por un gran incendio en agosto de 2002. Los datos sobre la riqueza de especies se registraron un año después del fuego en cuadrantes anidados de 1, 25 y 100 m<sup>2</sup> sobre dos parcelas de 90x180 m, con una composición vegetal y unas condiciones ambientales similares. El total de la riqueza de especies se modeló mediante árboles de regresión (Regression Tree Analysis: RTA). Los principales resultados indicaron que las áreas con bajo contraste espectral y alta reflectividad (tanto en la región del Visible como en el Infrarrojo cercano), dominadas por especies herbáceas, fueron más ricas que las zonas con un bajo contraste espectral, media baja reflectividad en el Visible y alta reflectividad en el Infrarrojo cercano, que se relacionaron con una mayor presencia de especies leñosas. Asimismo, la mayor riqueza de especies se encontró en las áreas con alto contraste y alta-media reflectividad (en Visible e Infrarrojo cercano, simultáneamente) que estaban formadas por la mezcla de herbáceas y leñosas. La cantidad de varianza explicada dependió de la escala, yendo desde un 21 % y un 50 % a escalas de 1 y 25 m<sup>2</sup>; a un 65 % a escala de 100 m<sup>2</sup>.

**Palabras Clave:** riqueza de especies de plantas, escalas locales anidadas, porcentaje de cubierta vegetal, heterogeneidad espacial, contraste espectral, reflectividad, QuickBird.

## ABSTRACT

In recently burned areas, mainly dominated by herbaceous species, shrub and tree canopies act as sources of spatial heterogeneity. Although there is a sharp contrast in plant species richness between open spaces dominated by herbs (richer) and those dominated by woody-cover (poorer); plant species richness is highest at an intermediate level of cover corresponding to moderate competition or disturbance. In this work we are interested in assess the role of vegetation cover and spatial heterogeneity, measured by a QuickBird image, in recently postfire patterns of plant species richness at different nested local scales. The study area was located in the Central West part of Spain (Anchuras, Ciudad Real), and was affected by a large forest fire on August 2002. Data on species richness were recorded on nested squares of 1 m<sup>2</sup>, 25 m<sup>2</sup> and 100 m<sup>2</sup> from two 90x180 m replicated plots, one year after fire. Total plant species richness was modelled by using Regression Trees. We found that the areas with low spectral contrast and high reflectivity (dominated spatially by herbaceous species) were richer than those areas with low contrast and medium-low reflectivity (dominated by shrublands and trees). Furthermore, the highest species richness was found in the areas with high contrast and medium-high reflectivity (formed by the intermix of herbs and woody vegetation layers). Variance explained varied depending on the scale, from 21% and 50% for 1 and 25 m<sup>2</sup>, respectively to 65% for 100 m<sup>2</sup>.

**Key Words:** plant species richness, nested local scales, vegetation cover, spatial heterogeneity, spectral contrast, reflectivity, QuickBird.

## 1.- INTRODUCCIÓN

La distribución espacial de la riqueza de especies de plantas es un componente central en la evaluación de la biodiversidad (Gaston 2000). Sin embargo, el muestreo de la riqueza de especies es muy lento y requiere variables biofísicas fáciles de medir para conseguir una cartografía a gran escala de una forma eficaz. Por esa razón, se han desarrollado un gran número de teorías sobre los mecanismos que potencialmente pueden actuar sobre la riqueza de especies: 1) la disponibilidad de recursos y la productividad, 2) la heterogeneidad espacial, 3) las perturbaciones, 4) la competencia y la facilitación, 5) la influencia de los grupos de especies regionales y locales, y 6) el papel de factores estocásticos (Rosenzweig, 1995). La teledetección puede inferir la riqueza de especies a través de la estimación de variables biofísicas a gran escala (productividad primaria, clima y topografía) y a escala de detalle (estructura y composición de las comunidades ecológicas) que actúan como fuerzas impulsoras de la riqueza de especies (Nagendra, 2001, Gillespie *et al.*, 2008). Esta capacidad de estimar los patrones de riqueza de especies ha convertido a la teledetección en una herramienta valiosa para evaluar la diversidad de los ecosistemas en varias escalas espaciales y temporales. En este trabajo estamos interesados en evaluar el papel de la cubierta vegetal (como indicador de la productividad) y la heterogeneidad espacial, derivados de una imagen QuickBird, en la predicción de la riqueza de especies de plantas a escala local.

Las variables relacionadas con la productividad (biomasa, cobertura vegetal, productividad primaria y evapotranspiración) han sido generalmente vinculadas a gradientes de gran escala (Mittelbach *et al.*, 2001; Nogués-Bravo *et al.* 2008). De acuerdo con esta gran escala de variación, las imágenes de satélite que se han utilizado para evaluar el papel de la productividad en la riqueza de especies de plantas, abarcaron grandes extensiones cubriendo importantes gradientes ambientales (Fairbanks y McGwire, 2004; John *et al.*, 2008; Saatchi *et al.*, 2008; Levin *et al.* 2007). La variable de satélite más utilizada ha sido el promedio o el valor máximo del índice normalizado de vegetación ( $NDVI = [NIR-R] / [NIR+R]$ ), siendo NIR el infrarrojo cercano y R, la banda del color rojo). En general, la relación entre el NDVI y la riqueza de especies de plantas es taxon dependiente (Rosenzweig, 1995; Mittelbach *et al.*, 2001). En este sentido, algunos estudios han observado correlaciones positivas entre la riqueza de especies de

árboles y el NDVI (Fairbanks y McGwire, 2004, John *et al.*, 2008; Saatchi *et al.*, 2008; Levin *et al.*, 2007); mientras que otros han encontrado una relación negativa entre la riqueza de especies de herbáceas y el NDVI (Carter *et al.*, 2005; McCosker *et al.*, 2009).

La hipótesis de la heterogeneidad ambiental ha sido probada con imágenes de satélite a través de la hipótesis de variación espectral (SVH: Spectral Variation Hypothesis) (Palmer *et al.*, 2002). Las medidas más comunes de variabilidad espectral han sido la varianza y la desviación estándar del NDVI, que mostraron una fuerte relación positiva con la riqueza, independientemente del grupo funcional de plantas analizado (Levin *et al.*, 2007; Lucas y Carter, 2008; Gillespie *et al.*, 2009; John *et al.*, 2008). Por lo general, estos estudios han cubierto amplios gradientes ambientales utilizando grandes parcelas de muestreo. Solo unos pocos trabajos han sido desarrollados bajo condiciones ambientales homogéneas (sin gradientes) y con parcelas de muestreo a muy pequeña escala (tamaño de grano (< 0,1 ha)) utilizando la distancia euclídea al centroide espectral de las unidades muestrales como variable explicatoria (Palmer *et al.* 2002; Rocchini *et al.*, 2004, 2007). Todos estos trabajos (tanto a gran escala como a escala local) han demostrado que la correlación entre la variación espectral y la riqueza de especies es siempre positiva aunque el grado de correlación sea escalar-dependiente (a mayor tamaño de la muestra, mayor coeficiente de correlación).

Por otra parte, estudios a escala local y sin gradientes ambientales, basados solo en datos de campo, han demostrado que el porcentaje de cobertura de diferentes grupos funcionales (por ej. herbáceas vs. leñosas) y sus estructuras espaciales derivadas determinan los patrones de riqueza de especies (Bruno *et al.*, 2003). Es bien sabido, que las herbáceas contienen la mayor parte de la riqueza de especies, sobre todo en las zonas quemadas durante los primeros años de regeneración; pero a su vez, se ha comprobado que la riqueza de especies y el porcentaje de cobertura de las herbáceas presentan una relación unimodal; de manera que la mayor riqueza de especies se produce en las zonas donde coexisten las herbáceas y las leñosas y por tanto, donde existe una mayor heterogeneidad espacial (Casado *et al.*, 2004).

Espectralmente, la biomasa o la Fracción Verde cubierta (Fraction of Green Vegetation Cover: FGVC) esta inversamente correlacionada con la

región del Visible (VIS: 0.4- 0.7 $\mu$ m) y directamente correlacionada con la región del infrarrojo cercano (NIR: 0.7-1.3 $\mu$ m) (Horler y Ahern, 1986). Por tanto, las regiones del VIS y NIR son capaces de distinguir áreas con diferente grado de verdor y biomasa, infiriendo diferentes proporciones de herbáceas o leñosas. Asimismo, los satélites de alta resolución espacial como QuickBird permiten capturar diferentes estructuras espaciales derivadas de las diferentes proporciones de herbáceas-leñosas a través de medidas texturales que se pueden obtener a partir de la Matriz de Co-ocurrencia de niveles de gris (Haralick, 1979).

En el presente trabajo, los principales objetivos que se plantean son: i) explicar patrones locales de riqueza de especies de plantas en un área quemada un año después del fuego, usando la reflectividad (como proxy de la cubierta vegetal) y la textura (como proxy de la heterogeneidad del hábitat) procedentes de un sensor de alta resolución espacial (QuickBird), y ii) evaluar el efecto de la escala en la relación satélite y riqueza de especies, identificando la mejor escala de muestreo. Para llevar a cabo dichos objetivos hemos aplicado técnicas estadísticas flexibles y no paramétricas tales como las regresiones en árbol (RTA: Regression Tree Analysis), capaces de modelar interacciones no lineales complejas.

## 2.- MÉTODOS

### 2.1.- Área de Estudio

La zona de estudio es un gran incendio forestal que afectó 1415 ha de dehesas abandonadas de *Quercus spp.*, en los alrededores de la localidad de Anchuras (centro de España) en agosto de 2002 (Fig. 1). La zona afectada es muy irregular topográficamente con cuatro quebradas y una altitud media de 500 m. El área quemada presenta un clima de tipo Mesomediterráneo, con una temperatura media anual de 14,3° C y una precipitación media anual de 450 mm (observatorio meteorológico de Ciudad Real). Biogeográficamente, la vegetación afectada pertenece a las dehesas de *Pyro-Quercetum rotundifoliae* (Rivas Martínez 1987). Los matorrales pertenecen a la asociación *Genisto ladanifer Cistetum*. El fuego afectó a varios tipos de vegetación, incluidos cultivos, pastizales, matorrales, repoblaciones de *Pinus pinaster* y varios bosques de *Quercus spp.* Se seleccionaron para el estudio dos laderas de orientación oeste, en el norte de la zona quemada. Antes del incendio, estas áreas estaban ocupadas por un

bosque de *Quercus suber* abierto con arbustos de *Cistus ladanifer*, *Cistus populifolius*, *Phillyrea angustifolia*, *Cytisus striatus*, *Erica spp.*, entre otros.

### 2.2.- Muestreo de Vegetación

El muestreo se realizó sobre dos grandes parcelas de 90 x 180 m ubicadas cada una de ellas en los valles Valbermejo (VBER) y Valdehalcones (VHAL), respectivamente (Fig. 1). En cada parcela, se marcaron 18 cuadrados de 30x30 m, de los cuales tres cuadrados de 10x10 metros fueron seleccionados al azar (Fig. 2). En cada cuadrante seleccionado de 100 m<sup>2</sup>, se eligieron dos de 5x5 metros cuadrados y, por último, dentro de cada cuadrado de 25 m<sup>2</sup> seleccionado, tres de 1x1 metros cuadrados se eligieron al azar (Fig. 2). Este muestreo anidado resultó en un total de 486 cuadrados para cada parcela. De esta forma, tres escalas anidadas se incluyeron en la muestra: 1 m<sup>2</sup> (n = 324), 25 m<sup>2</sup> (n = 108) y 100 m<sup>2</sup> (n = 54). Todos los cuadrados han sido marcados de manera permanente para muestreos posteriores.

### 2.3.- Pre-Procesamiento de la Imagen y Variables Predictoras

Los datos del satélite QuickBird se caracterizan por su alta resolución espacial (2,4 m en las bandas multiespectrales, y 0,63 m en la banda pancromática). En este estudio hemos utilizado sólo los datos multiespectrales (3 bandas en la región del Visible (VIS): B1-B3 y 1 banda (B4) en la región del infrarrojo cercano (NIR) a 2,4 m de resolución espacial) (Tabla 1). La imagen fue tomada el día 10 de septiembre de 2003, un poco más de un año después del incendio. Se utilizó un modelo digital del terreno (MDT), con una resolución espacial de 25 metros, y ortofotos a escala 1:10000, para geo-

BANDAS ESPECTRALES DEL SENSOR QUICKBIRD	
PANCROMÁTICA (0.61 m)	
PAN: 0.45-0.90 $\mu$ m	
MULTIESPECTRALES (2.4 m)	
BANDA 1: AZUL: 0.45 - 0.52 $\mu$ m	
BANDA 2: VERDE: 0.52 - 0.60 $\mu$ m	
BANDA 3: ROJO: 0.63 - 0.69 $\mu$ m	
BANDA 4: INFRARROJO CERCANO (NIR): 0.76 - 0.90 $\mu$ m	

Tabla 1.- Longitudes de onda y tamaño del píxel de las bandas del sensor QuickBird.

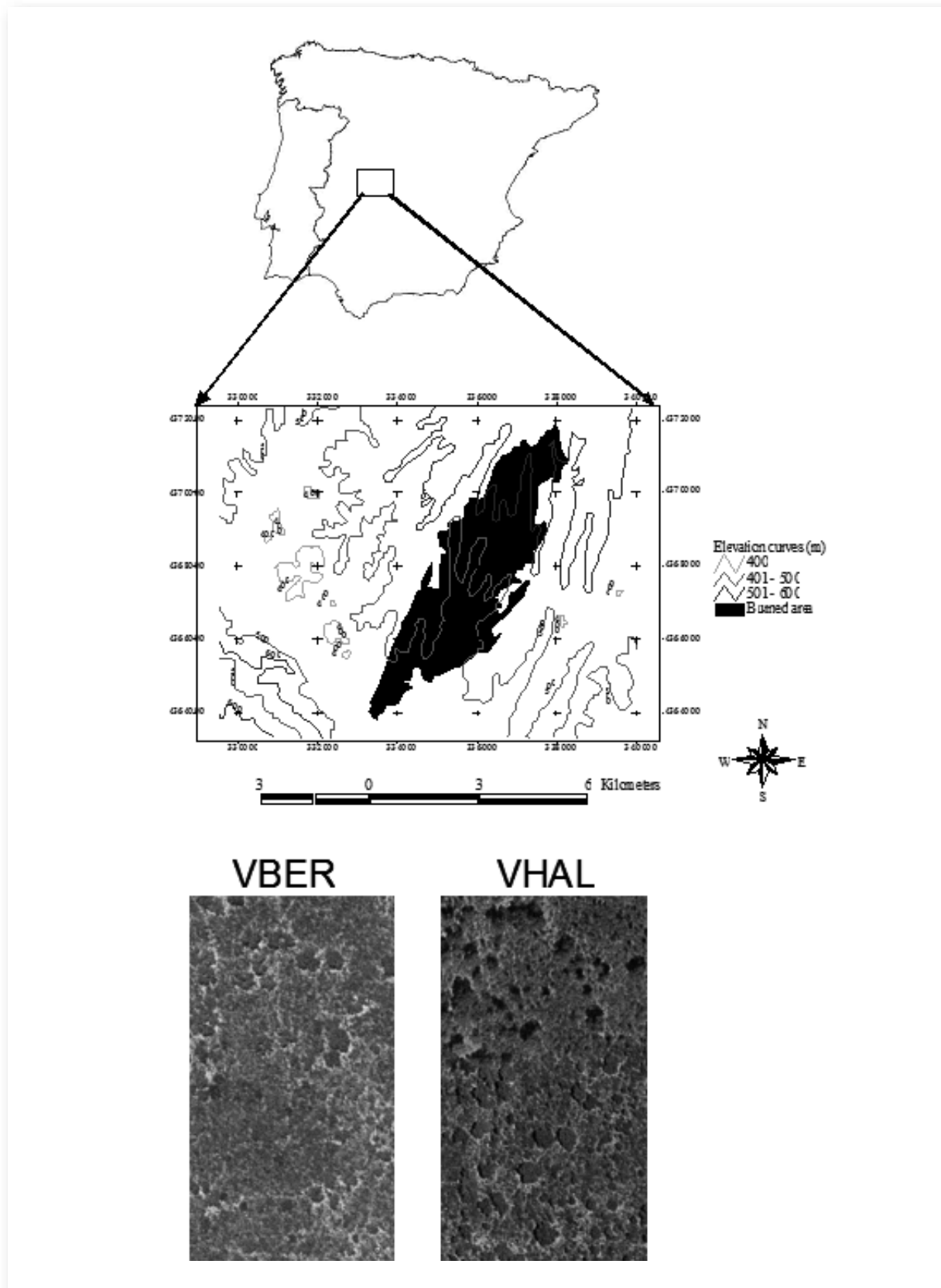


Figura 1.- Localización de la zona de estudio en España (Anchuras, Ciudad Real), y mapa de la zona quemada sobre isolíneas de elevación. Se presentan dos imágenes de la situación preincendio en los dos valles analizados: VBER: Valbermejo y VHAL: Valdehalcones).

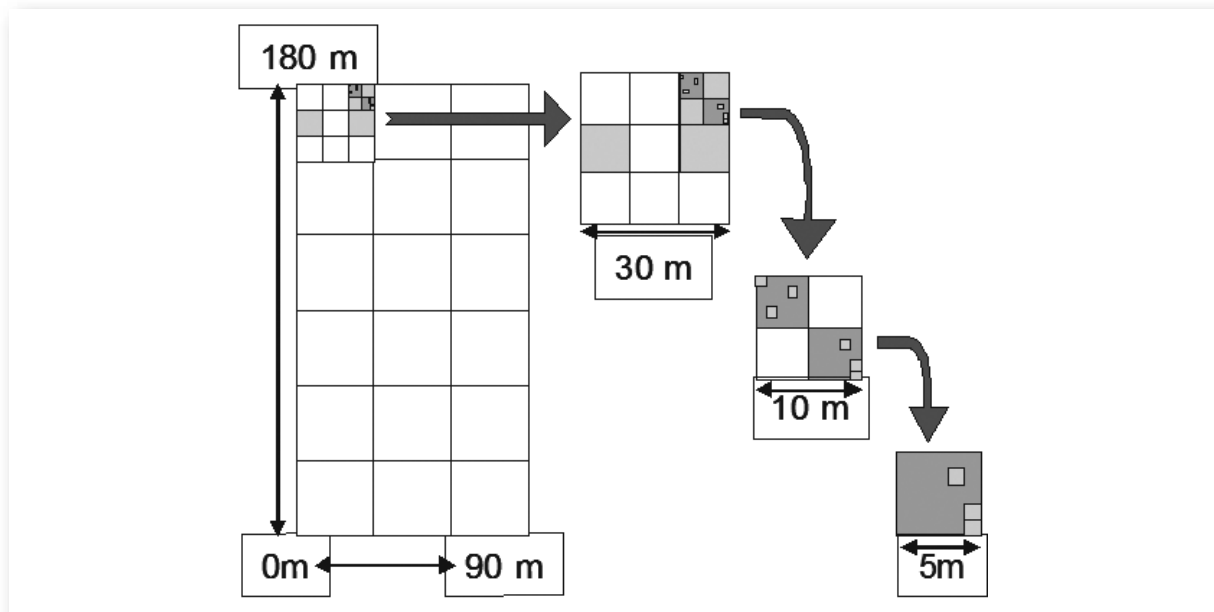


Figura 2.- Esquema del muestro de campo basado en un sistema de plots encajados a distintos niveles jerárquicos para cada uno de los dos valles analizados.

referenciar la imagen y verificar la exactitud, respectivamente. Las bandas multispectrales del QuickBird, el MDT y las ortofotos se remuestrearon a la misma resolución espacial (2 m) y la imagen corregida geométricamente arrojó un error medio de 0,41 píxeles. Posteriormente, la radiancia espectral se convirtió en reflectancia de satélite utilizando los coeficientes de calibración específicos para cada banda, y se llevó a cabo una normalización topográfica usando el modelo de reflectancia no lambertiano de Minnaert (Minnaert 1941). Por último, los efectos atmosféricos se redujeron con el código de modelización atmosférica 6S del software Erdas Imagine 8.7 utilizando las condiciones normales como parámetros de entrada. Para extraer la información espectral de cada plot (cuadrado), se crearon unas grids, que cubrieran las parcelas de 90x180 m de cada valle, con un tamaño de celda igual al de los plots en cada escala (1, 25 y 100 m<sup>2</sup>); con la excepción de la escala a 1 m<sup>2</sup>, para la cual se aplicó una grid de 2 m. Posteriormente, segmentamos la imagen por esas grids extrayendo la información de las bandas del Visible (VIS) (B1-B2-B3), Infrarrojo cercano (NIR) (B4) y NDVI mediante el software *Ecognition* (definiens-Imaging 2001). Asimismo, se calcularon variables texturales (homogeneidad y contraste) para cada banda espectral (incluido NDVI) en cada parcela usando la matriz de co-ocurrencia de niveles de gris (GLCM) (Haralick, 1979) a través del software *Ecognition*.

#### 2.4.- El Análisis Estadístico: Regresiones en Árbol (RTA: Regression Tree Analysis)

Los RTA son un método de regresión recursiva en los que, usando reglas de decisión, se crean grupos de casos cada vez más pequeños a partir de divisiones binarias sobre una única variable explicativa (Breiman *et al.*, 1984). La división seleccionada es la que maximiza la homogeneidad de los dos grupos resultantes con respecto a la variable respuesta. El resultado es un diagrama de árbol con las ramas determinadas por las normas de fraccionamiento y una serie de nodos terminales que contienen la media de la variable de respuesta. La proporción de varianza explicada por cada división es una información importante, y puede ser mostrada en el árbol por la longitud relativa de las líneas verticales asociadas con cada división (De'ath y Fabricius, 2000). Las opciones de ajuste de los modelos dependen del parámetro de complejidad (cp) y la validación cruzada. El parámetro de la complejidad estima que cualquier división que no mejore el ajuste por el valor cp será desestimado. La validación cruzada consiste en dividir los datos en diez bloques al azar, aproximadamente del mismo tamaño, y luego sistemáticamente reservar un bloque para probar la capacidad predictiva de árboles creados con el resto de datos (Breiman *et al.*, 1984; Therneau y Atkinson, 1997). Para determinar el tamaño óptimo de árbol, nosotros realizamos 20 series de validaciones cruzadas y utilizamos un parámetro de complejidad de 0,01. Se especificó que cada

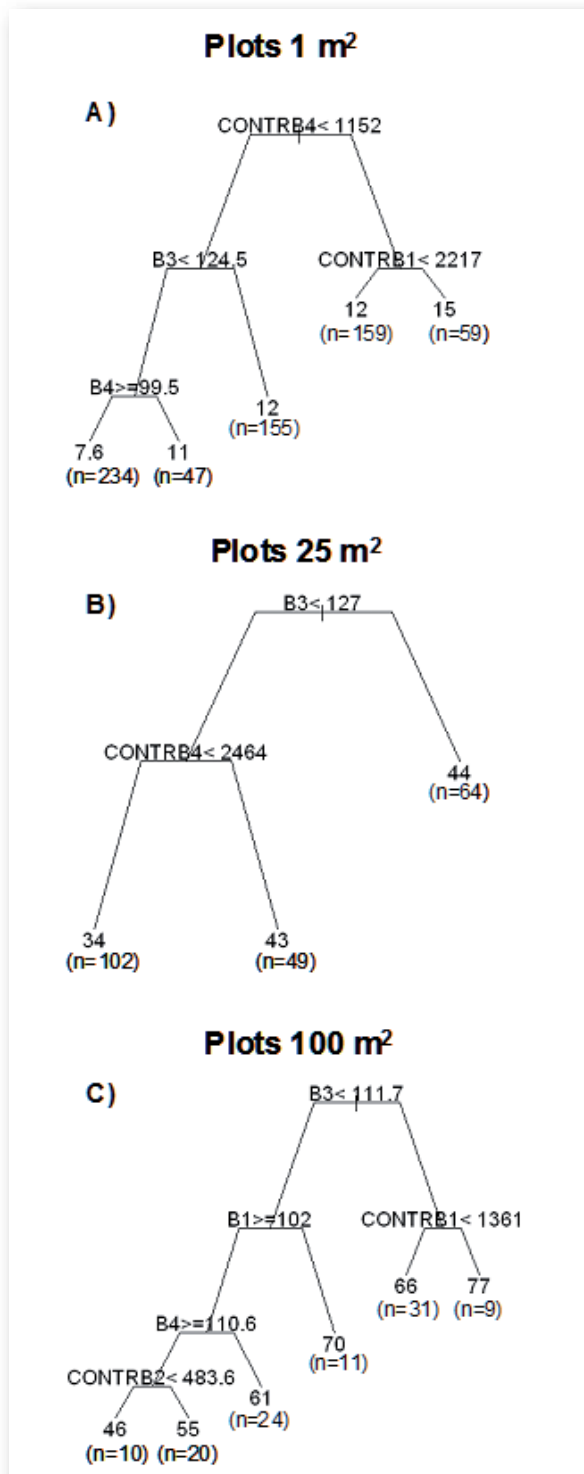


Figura 3.- Modelos de Regresión en Árbol (RTA: Regression Tree Analysis), calculados a partir de datos de satélite para predecir la riqueza total de especies de plantas a diferentes escalas locales (1, 25 y 100 m<sup>2</sup>). Los nombres de las variables espectrales y texturales se muestran en la parte superior de las ramas con sus reglas de partición binaria. La riqueza de especies estimada aparece al final de los nodos junto con el n° de casos (n°) incluidos en cada uno de ellos.

nodo tuviera un mínimo de 10 casos, y cada rama, 5 casos. Los modelos se calcularon en el software R (R Development Core Team, 2006) utilizando la función rpart (Therneau y Atkinson, 2002). El poder predictivo de los modelos se evaluó a través del error medio estándar (SE) (el error medio dividido por la varianza), y el coeficiente de determinación (R<sup>2</sup>) entre los valores predichos y los valores observados de la riqueza de especies de plantas (Carslaw y Taylor, 2009).

### 3.- RESULTADOS

Durante el primer año postincendio se cuantificaron un total de 207 especies, de las cuales 177 se encontraron en VBER y 184 en VHAL. De este total, 123, 164 y 177 especies se encontraron en VBER a las escalas 1, 25 y 100 m<sup>2</sup>; mientras que en VHAL se cuantificaron 138, 173 y 184, en cada escala respectivamente. La mayoría de las especies pertenecieron al grupo de las herbáceas (86 %), mientras que solo el 14 % (29 especies) perteneció a las leñosas.

#### 3.1.- Patrones de Riqueza de Especies en Plots a 1 m<sup>2</sup>

A esta escala, el RTA derivado de datos de satélite explicó el 21% del total de la variabilidad de la riqueza de especies (P < 0,001) (SE = 0.81). El máximo umbral de riqueza de especies (15 especies) se relacionó con zonas de alto contraste espectral (CONTRB1 → 2217) (Fig. 3 A). Siguiendo bajo condiciones de alto contraste, la riqueza de especies disminuyó (12 especies), a medida que el contraste era más bajo (Fig. 3 A). El siguiente umbral, con unos valores de riqueza similares (12 especies), estaba relacionado con zonas de alta reflectividad en el VIS (principalmente B3 > 124,5) y bajo contraste espectral (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 A). La riqueza de especies disminuyó (11 especies) a medida que la reflectividad en el NIR (B4 ≤ 99,5) y el contraste (no mostrado) fueron más bajos (Fig. 3 A). Por último, el umbral mínimo de riqueza (7,5 especies) se encontró en zonas con altos valores de reflectividad en el NIR (B4 ≥ 99,5) y un contraste espectral muy bajo (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 A).

#### 3.2.- Patrones de Riqueza de Especies en Plots a 25 m<sup>2</sup>

En plots a 25 m<sup>2</sup>, el RTA explicó el 31% del total de la variabilidad de la riqueza de especies (P < 0,001) (SE = 0.68). El máximo umbral de riqueza de es-

pecies (44 especies) se relacionó con zonas de alta reflectividad en el VIS ( $B3 > 127$ ) y bajos valores de contraste (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 B), mientras que el siguiente umbral (43 especies) representó a áreas con alto contraste ( $CONTRB4 > 2464$ ) y media-baja reflectividad en el VIS and NIR (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 B). Los valores mínimos de la riqueza (34 especies) se encontraron en áreas con menor contraste ( $CONTRB4 < 2462$ ) y valores medio-altos de reflectividad en el NIR (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 B).

### 3.3- Patrones de Riqueza de Especies en Plots a 100 m<sup>2</sup>

En plots de 100 m<sup>2</sup>, el RTA explicó el 65% del total de la variabilidad de la riqueza de especies ( $P < 0,001$ ) ( $SE = 0.34$ ). A esta escala, el máximo umbral de riqueza de especies (77 especies) se relacionó con zonas de alta reflectividad en el VIS ( $B3 > 111,7$ ) y alto contraste ( $CONTRB1 > 1361$ ), reduciéndose la riqueza (66 especies), a medida que el contraste era menor (Fig. 3 C). El siguiente umbral (70 especies) caracterizó a las zonas con menor reflectividad en el VIS ( $B1 < 102$ ), y menor contraste (no mostrado en el árbol) (Fig. 3 C). La riqueza de especies se redujo (61 especies) a medida que la reflectividad en el VIS ( $B3 < 96$ ) y el contraste (no mostrado en el árbol) fueron menores (Fig. 3 C). Por último, las parcelas con los valores de riqueza más bajos (55-46 especies) se caracterizaron por su alta reflectividad ( $B4 \geq 110,6$ ) y valores de contraste muy bajo ( $CONTRB2 < 484$ ) (Fig. 3 C).

## 4.- DISCUSIÓN

Durante el primer año postincendio, las relaciones bióticas entre grupos funcionales de plantas (herbáceas, arbustos y árboles), determinan los patrones espaciales de la riqueza de especies vegetales a escala local, induciendo a diferentes grados de heterogeneidad espacial (Bruno *et al.*, 2003). Diversos estudios centrados en herbáceas han observado que la riqueza total de especies se relacionó negativamente con la cobertura de árboles y el área basal (Grytnes, 2003; Camarero *et al.*, 2006), así como con el porcentaje de cobertura de los arbustos (Guo y Berry, 1998; López-Pintor *et al.*, 2006; Holpzafel *et al.*, 2006), lo que sugiere que los patrones de riqueza estaban relacionados con el aumento de la disponibilidad de luz. Sin embargo, en otros estudios, se ha observado la existencia de una relación unimodal entre la riqueza de herbáceas y la cobertura del suelo (Grytnes,

2000; Grytnes y Birks, 2003; Casado *et al.*, 2004). De esta forma, la riqueza máxima de especies se produce en un nivel intermedio de biomasa que se corresponde con una competencia moderada.

En este trabajo se ha observado que las áreas con mayor reflectividad en la región del Visible (VIS) y bajo contraste espectral (respuestas espectrales propias de las zonas dominadas por especies herbáceas con poca biomasa), fueron más ricas que las áreas con media-baja reflectividad en el VIS y alta reflectividad en el NIR con bajo contraste espectral (respuestas propias de las zonas dominadas por leñosas, y con abundante biomasa). Asimismo, la mayor riqueza de especies se encontró en las áreas con alto contraste espectral y media-alta reflectividad tanto en el VIS como en el NIR (propio de zonas compuestas por una mezcla de herbáceas y leñosas, con valores intermedios de biomasa y una heterogeneidad espacial muy alta).

Por otro lado, se infirieron ciertos cambios en la composición vegetal de las parcelas de muestro según las escalas analizadas a través del diferente papel predictivo de las bandas espectrales y texturales a 1, 25 y 100 m<sup>2</sup>. A 1 y 25 m<sup>2</sup>, la reflectividad en B3 y CONTRB4 explicaron de forma similar la variabilidad total de especies, mientras que a gran escala (100 m<sup>2</sup>), la reflectividad en las bandas visibles (B1-B3) y NIR (B4), fueron las variables explicativas más importantes, reduciéndose el papel del contraste espectral. A gran escala, el satélite capturó diferencias de biomasa verde en el hábitat dominante de esta zona (sabanas con diferente dominancia de herbáceas y leñosas). Asimismo, el tamaño de los individuos de las especies leñosas afectó la respuesta espectral de las parcelas de forma diferente según la escala. En las parcelas más pequeñas, cuando aparecieron arbustos y árboles junto con herbáceas, se observó un alto contraste, debido a la mezcla de diferentes grupos funcionales, y unos valores bajos de reflectividad, debido al efecto de sombreado creado por el dosel leñoso. Sin embargo, en las parcelas más grandes, la coexistencia de herbáceas y leñosas se tradujo en valores altos de contraste y valores medio-altos de reflectividad en las regiones del VIS y NIR, acorde con la diferente proporción de herbáceas-leñosas, desapareciendo el efecto de las sombras. De acuerdo con estos resultados, la contribución de los diferentes grupos funcionales en el modelo de ajuste riqueza de especies de plantas varió según el tamaño de las parcelas de muestreo. Normalmente, la falta de ajuste entre el tamaño de las parcelas de

muestreo y las escalas del fenómeno en estudio (en este caso, el tamaño de las plantas) ha limitado la capacidad predictiva de los modelos basados en una única escala (Levin, 1992). En este trabajo, se ha mostrado que la mejor escala de muestreo para estimar la riqueza de especies de plantas a partir de datos de satélite fue de 100 m<sup>2</sup>.

Asimismo, estos modelos predictivos no lineales indicaron que umbrales con valores de riqueza similares estuvieron relacionados con respuestas espectrales y texturales muy variadas. Esta asociación no lineal entre los valores de riqueza de especies y la respuesta espectral-textural hace que los análisis de regresión lineal univariante o múltiple no sean apropiados para predecir la riqueza de especies de plantas (Carter *et al.*, 2005; Rocchini *et al.*, 2007; Levin *et al.*, 2007). Los métodos de regresión recursiva no paramétricos aparecen como el enfoque estadístico más adecuado para estimar la riqueza de especies de plantas. Estos métodos son capaces de modelar interacciones jerárquicas y no aditivas con importante autocorrelación espacial (Breiman *et al.*, 1984; Prasad *et al.*, 2006). Aunque los modelos de regresión en árbol (RTA) (Rathert *et al.*, 1999; De'ath y Fabricius, 2000; Brewer *et al.*, 2009) se han aplicado para estimar la riqueza de especies, principalmente de peces, su uso en la estimación de la riqueza de especies de plantas (Kallimanis *et al.*, 2007) es muy escaso, de ahí la importancia de este estudio.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por el proyecto europeo SPREAD (EC contract EVG1-CT-2001-00043).

## BIBLIOGRAFÍA

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A. y Stone, C.J. 1984. *Classification and Regression Trees*. Wadsworth, Pacific Grove, CA.

Brewer, T.D., J.E. Cinner, A. Green, y J.M. Pandolfi. 2009. Thresholds and multiple scale interaction of environment, resource use, and market proximity on reef fishery resources in the Solomon Islands. *Biological Conservation* 142: 1797-1807.

Bruno, J.F., J.J. Stachowicz, y M.D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 119-125.

Camarero, J.J., E. Gutierrez, y M.J. Fortin. 2006. Spatial patterns of plant richness across tree-line ecotones in the Pyrenees reveal different locations for richness and tree cover boundaries. *Global Ecology and Biogeography* 15: 182-191.

Carslaw, D.C., y P.J. Taylor. 2009. Analysis of air pollution data at a mixed source location using boosted regression trees. *Atmospheric Environment* 43: 3563-3570.

Carter, G.A., A.K. Knapp, J.E. Anderson, G.A. Hoch, y M.D. Smith. 2005. Indicators of plant species richness in AVIRIS spectra of a mesic grassland. *Remote Sensing of Environment* 98: 304-316.

Casado, M.A., I. Castro, L. Ramirez-Sanz, M. Costa-Tenorio, J.M. de Miguel, y F.D. Pineda. 2004. Herbaceous plant richness and vegetation cover in Mediterranean grasslands and shrublands. *Plant Ecology* 170: 83-91.

De'ath, G., y K.E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178-3192.

Definiens-Imaging, 2001. eCognition Software. Definiens Imaging GmbH, Trappentreustr. 1. D-80339, Munich, Germany.

Erdas Imagine 8.7. ERDAS Inc., 5051 Peachtree Corners Circle, Suite 100, Norcross, GA 30092-2500 USA.

Fairbanks, D.H.K., y K.C. McGwire. 2004. Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal NDVI. *Global Ecology and Biogeography* 13: 221-235.

Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.

Gillespie, T.W., G.M. Foody, D. Rocchini, A.P. Giorgi, y S. Saatchi. 2008. Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography* 32: 203-221.

Gillespie, T.W., S. Saatchi, S. Pau, S. Bohlman, A.P. Giorgi, y S. Lewis. 2009. Towards quantifying tropical tree species richness in tropical forests. *International Journal of Remote Sensing* 30: 1629-1634.



- Grytnes, J.A. 2000. Fine-scale vascular plant species richness in different alpine vegetation types: relationships with biomass and cover. *Journal of Vegetation Science* 11: 87-92.
- Grytnes, J.A., y H.J.B. Birks. 2003. The influence of scale and species pool on the relationship between vascular plant species richness and cover in an alpine area in Norway. *Plant Ecology* 169: 273-284.
- Grytnes, J.A. 2003. Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography* 26: 291-300.
- Guo, Q.F., y W. L. Berry. 1998. Species richness and biomass: Dissection of the hump-shaped relationships. *Ecology* 79: 2555-2559.
- Haralick, R.M. 1979. Statistical and Structural Approaches to Texture. *Proceedings of the IEEE* 67: 786-804.
- Holzapfel, C., K. Tielborger, H.A. Parag, J. Kigel, y M. Sternberg. 2006. Annual plant-shrub interactions along an aridity gradient. *Basic and Applied Ecology* 7: 268-279.
- Horler, D.H.N. y Ahern, F.J., 1986. Forestry information of Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 7: 405-428.
- Kallimanis, A.S., V. Ragia, S.P. Sgardelis, y J. D. Pantis. 2007. Using regression trees to predict alpha diversity based upon geographical and habitat characteristics. *Biodiversity and Conservation* 16: 3863-3876.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73 (6): 1943-1967.
- Levin, N., A. Shmida, O. Levanoni, H. Tamari, y S. Kark. 2007. Predicting mountain plant richness and rarity from space using satellite-derived vegetation indices. *Diversity and Distributions* 13: 692-703.
- Lucas, K. L., y G.A. Carter. 2008. The use of hyperspectral remote sensing to assess vascular plant species richness on Horn Island, Mississippi. *Remote Sensing of Environment* 112: 3908-3915.
- McCosker, J., J. Rolfe, y R. Fensham. 2009. Can bare ground cover serve as a surrogate for plant biodiversity in grazed tropical woodlands? *Rangeland Journal* 31: 103-109.
- Minnaert, M. 1941. The reciprocity principle in lunar photometry. - *Astrophys. J.* 93: 403-410.
- Mittelbach, G.G., C.F. Steiner, S.M. Scheiner, K.L. Gross, H.L. Reynolds, R.B. Waide, M.R. Willig, S.I. Dodson, y L. Gough. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381-2396.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* 22: 2377-2400.
- Nogués-Bravo, D., M.B. Araujo, T. Romdal, y C. Rahbek. 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature* 453: 216-U218.
- Palmer, M.W., P.G. Earls, B.W. Hoagland, P.S. White, y T. Wohlgemuth. 2002. Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics* 13: 121-137.
- Prasad, A.M., L.R. Iverson, y A. Liaw. 2006. Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems* 9: 181-199.
- R Development Core Team. 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rathert, D., D. White, J.C. Sifneos, y R.M. Hughes. 1999. Environmental correlates of species richness for native freshwater fish in Oregon, USA. *Journal of Biogeography* 26: 257-273.
- Rivas-Martínez S. 1987. Mapa de las Series de Vegetación de España (1: 400.000). Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid
- Rocchini, D., A. Chiarucci, y S.A. Loiselle. 2004. Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 26: 117-120.
- Rocchini, D., C. Ricotta, y A. Chiarucci. 2007. Using satellite imagery to assess plant species richness: The role of multispectral systems. *Applied Vegetation Science* 10: 325-331.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*, Cambridge, University Press.

Saatchi, S., W. Buermann, H. Ter Steege, S. Mori, y T. B. Smith. 2008. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sensing of Environment* 112: 2000-2017.

Therneau TM, y Atkinson B. (2002). R port by Brian Ripley (2009). Rpart: Recursive Partitioning. R package version 3.1-43.