

Análisis de imágenes multiespectrales aerotransportadas para estimar variables estructurales de bosques mediterráneos de *Quercus Ilex* L.

Raimon Salvador¹

Xavier Pons^{1,2}

Xavier Baulies³

1. Universitat Autònoma de Barcelona. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF. 08193 Bellaterra (Barcelona). Spain
e-mail: x.pons@uab.es
2. Universitat Autònoma de Barcelona. Departament de Geografia.
08193 Bellaterra (Barcelona). Spain
3. Institut Cartogràfic de Catalunya.
C/ Lleida. Parc de Montjuïc, s/n. 08038 Barcelona. Spain

Manuscrito recibido en diciembre de 1996

Resumen

Se tomaron imágenes multiespectrales de bosques de *Quercus ilex* L. de la comarca del Alt Empordà (noreste de la península Ibérica) mediante el sensor aerotransportado CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager). Posteriormente, se ajustaron modelos lineales por regresión entre valores de cobertura arbórea, biomasa de madera y diámetro medio, provenientes de medidas de campo, y valores de reflectancia ofrecidos por trece canales del sensor y por dos índices de vegetación. En ninguno de los modelos se llegó a un nivel de ajuste estadísticamente significativo ($p < 0.05$). Después de hacer un repaso de los posibles factores causantes de estos resultados, parece necesario profundizar en temas como la corrección radiométrica, los efectos de la heterogeneidad estructural del bosque y el muestreo de campo.

Palabras clave: inventario forestal, sensores remotos, regresión lineal múltiple, cobertura arbórea, biomasa de madera.

Abstract. A trial on the use of airborne images to estimate values of structural variables of Mediterranean *Quercus ilex* L. forests

Multispectral images were taken from *Quercus ilex* L. forests located in the north-east of the Iberian Peninsula by means of the Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI). Linear regression models were made between three field measured variables (tree coverage, wood biomass and tree mean diameter) and reflectance values given by 13 bands and two vegetation indices. None of the built models achieved statistical significance ($p < 0.05$). After checking for factors responsible for these low fittings, it seems necessary to deeply analyze issues such as the radiometric correction, effects of forest structural heterogeneity and field sampling.

Key words: Forest inventory, remote sensing, multiple linear regression, tree coverage, wood biomass.

Introducción y objetivos

Desde la aparición de las técnicas de teledetección se ha venido estudiando la posibilidad de usar imágenes tomadas por sensores remotos con el fin de obtener información de forma rápida y económica. Un ejemplo ilustrativo de este hecho puede encontrarse en el elevado interés por la aplicación de la teledetección en la realización de inventarios forestales, puesto que dichos inventarios, debido a la necesidad de un exhaustivo muestreo de campo, han requerido de una fuerte inversión de tiempo y dinero.

Hoy en día se pueden encontrar numerosas publicaciones de estudios sobre la aplicabilidad de la teledetección para determinar parámetros de interés de las masas forestales. Muchos de estos estudios se han basado en el uso de imágenes de satélite, como es el caso de Ahern *et al.* (1991) y Ardö (1992), que analizaron la posibilidad de estimar volúmenes de madera, de Joffre *et al.* (1993) Larsson (1993) y Zhuang *et al.* (1993), que realizaron ensayos con densidades y coberturas arbóreas, o de Curran *et al.* (1992), Gholz *et al.* (1991), Nemani *et al.* (1993) y Spanner *et al.* (1990), que intentaron estimar la relación con el índice de área foliar, parámetro de vital importancia para estudios globales del balance de carbono (Danson & Curran, 1993). En la mayoría de estos estudios se encontraron relaciones significativas entre las medidas del sensor y las variables forestales medidas en el campo, llegándose, en bastantes casos, a ajustes superiores al 80% ($r^2 \approx 0.80$).

Por otro lado, y cada vez con más frecuencia, aparecen también estudios forestales realizados mediante imágenes obtenidas por sensores aerotransportados. En dichos trabajos, aparte de estimarse parámetros estructurales con alta eficacia (Gong *et al.*, 1995), también se han intentado caracterizar, todavía sin un éxito claro, variables menos conspicuas, como son, por ejemplo, concentraciones de nitrógeno, lignina o celulosa (Gastellu-Etchegorry *et al.*, 1995; Zagolski *et al.*, 1996).

En general es de esperar que, debido a una mejor resolución espectral, radiométrica y espacial de las imágenes de avión, se consigan mejores resultados en comparación con los obtenidos a partir de imágenes de satélite. Así, aparte del citado trabajo de Gong *et al.*, hay otros estudios en los que también se alcanza un elevado grado de éxito. Por ejemplo, Baulies & Pons (1995), mediante imágenes del sensor CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager) obtuvieron unos altos niveles de ajuste para la mayoría de parámetros estructurales en bosques de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*.

Sin embargo, muchos de los trabajos publicados, tanto en uno como en otro tipo de imágenes, debido a su alcance local y al uso de modelos particulares, sólo pueden tomarse como testimonios aislados de la potencialidad de la teledetección en la estimación de parámetros forestales. En este sentido, el trabajo aquí presentado es un intento de aplicar material y metodologías parecidas a las utilizadas en el trabajo de Baulies & Pons (1995) de cara a valorar el grado de extrapolabilidad del método y de los resultados. En este caso, y con la misma intención de testar esta posible generalización, se han estudiado, en vez de pinares, bosques de encina (*Quercus ilex*).

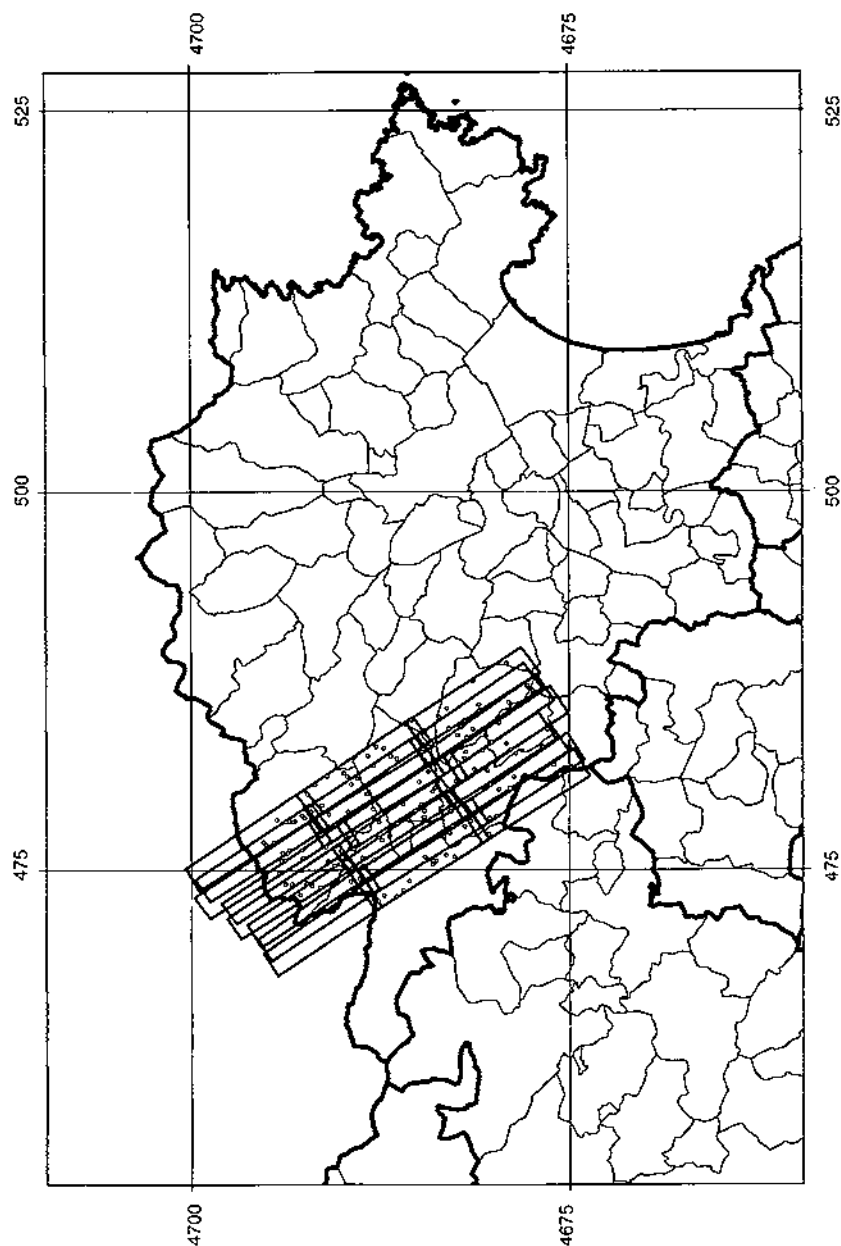


Figura 1. Situación de los segmentos de imágenes obtenidos en los vuelos CASI dentro de la comarca del Alt Empordà. Los puntos incluidos dentro de los vuelos corresponden al conjunto de estaciones del inventario forestal disponibles inicialmente.

Material y métodos

Área del estudio

El área donde se realizó el estudio se encuentra ubicada dentro de la comarca del Alt Empordà (véase figura 1), situada en el extremo noreste de la península Ibérica. Dicha comarca tiene un clima mediterráneo con temperaturas medias anuales próximas a los 16°C, que oscilan entre una media de 1.3°C en enero, a 30.3°C de media en agosto (Enciclopèdia Catalana, 1986). La precipitación anual puede llegar a un total de 680 mm, y se caracteriza por un déficit hídrico estival debido a los escasos 90 mm recogidos de media en esta estación. El viento de componente norte (tramontana) también es importante por su intensidad y frecuencia, siendo presente de 60 a 70 días por año. En concreto, el relieve de la zona estudiada es bastante abrupto y abarca un rango entre los 200 m y los 1300 m de altitud. La geología es también muy variada, se encuentran granitos, conglomerados y rocas calcáreas entre otros tipos litológicos.

En cuanto a la vegetación, la comarca entera presenta 46200 ha de bosque, que representan una proporción de aproximadamente el 35% en relación con su superficie total de 134243 ha. Tanto en la comarca como en el área estudiada en concreto, la especie arbórea dominante es la encina *Quercus ilex* L., seguida por el alcornoque *Q. suber* L.

Información de campo

La información de campo fue extraída de las estaciones del Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (métodos descritos en Gracia *et al.* 1992) que fueron abarcadas dentro del área demarcada por las imágenes de avión. De todas las estaciones englobadas se seleccionaron únicamente las que tenían una pureza superior al 80% de encina (*Quercus ilex*). La pureza fue medida por el tanto por ciento de

Tabla 1. Coeficientes de correlación obtenidos entre las diferentes variables forestales pre-seleccionadas, para el conjunto de estaciones estudiadas.

	Densidad	Área basal	Diámetro medio	Biomasa madera	Biomasa hojas	Producción hojas	LAI	Cobertura arbórea
Densidad	1.000							
Área basal	.743	1.000						
Diámetro medio	-.437	.143	1.000					
Biomasa madera	.508	.900	.275	1.000				
Biomasa hojas	.824	.991	.026	.861	1.000			
Producción hojas	.532	.748	.050	.901	.741	1.000		
LAI	.823	.991	.026	.862	1.000	.741	1.000	
Cobertura arbórea	.900	.883	-.161	.697	.927	.658	.926	1.000

área basal total de la estación aportado por esta especie forestal en concreto. Finalmente, se obtuvo un conjunto de 31 estaciones para realizar el trabajo. Dichas estaciones tenían un diámetro de 20 metros.

De entre todas las variables de campo disponibles, se hizo una preselección basada en su interés a nivel forestal y en analogía con el estudio previo de Baulies y Pons. Sin embargo, debido al elevado número de variables que resultaron de interés, y teniendo en cuenta los altos niveles de correlación entre muchas de ellas (tabla 1), se optó por utilizar solamente tres de las variables preseleccionadas:

- Cobertura arbórea (cabida cubierta) (CA): Con un coeficiente de correlación igual o superior a 0.90 con la densidad de árboles, la biomasa de hojas y el índice de área foliar (LAI), para el conjunto de estaciones estudiadas.
- Biomasa de madera (BM): Con un coeficiente de correlación superior a 0.90 con la producción de hojas y el área basal en las estaciones estudiadas.
- Diámetro basimétrico medio (DM): Que no presentaba ninguna correlación superior a 0.90 con ninguna otra variable preseleccionada.

Imágenes de avión

Las imágenes de avión fueron obtenidas por el Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC), mediante el sensor CASI, en dos vuelos realizados el ocho y el once de agosto de 1994. La configuración de los 14 canales del sensor, utilizada en los dos vuelos, se da en la tabla 2. Sin embargo, el canal 1 no pudo ser finalmente usado debido a su baja calidad y a sus elevados problemas radiométricos.

Inicialmente, el tamaño de píxel ofrecido por las imágenes era de unos 3.5 m. Sin embargo, debido a que las medidas de campo correspondían a valores globa-

Tabla 2. Características espectrales, en nm, de la configuración de 14 canales del sensor CASI que fue usada en este estudio.

Banda	Inicio	Final	Centro
1	446.1	453.2	449.65
2	477.8	484.9	481.35
3	497.3	504.4	500.85
4	527.5	534.6	531.05
5	547.0	554.2	550.60
6	564.8	572.0	568.40
7	597.0	604.2	600.60
8	622.1	629.3	625.70
9	647.3	654.4	650.85
10	674.2	683.2	678.70
11	708.5	715.7	712.10
12	746.4	755.5	750.95
13	800.8	808.0	804.40
14	844.3	851.6	847.95

les de parcela forestal, el tamaño del píxel utilizado tenía que ser proporcional al de las estaciones del inventario. Por tanto, el píxel fue remuestreado a unos 17.5 m mediante la obtención de la media de ventanas de 5 x 5 píxeles. Para una descripción más completa de las características del sensor CASI, véase Baulies y Pons (1995).

Corrección geométrica y radiométrica de las imágenes

Las diferentes pasadas de avión que conformaban las imágenes fueron corregidas geométricamente mediante el método de triangulación de Delaunay (Devereux *et al.*, 1990), para el que fue necesario generar más de 700 puntos de control.

Posteriormente, las imágenes también fueron sometidas a una corrección radiométrica con la intención de minimizar los efectos atmosféricos y los efectos de iluminación diferencial debidos al relieve. Dicha corrección se realizó mediante una adaptación de un modelo para imágenes de satélite diseñado por Pons & Solé-Sugrañes (1994). Dicho modelo requirió la utilización del modelo digital de elevaciones (MDE) del ICC para poder rectificar los efectos producidos por el relieve. Como resultado final de este proceso se obtuvieron imágenes con valores de reflectancia.

Creación de los modelos

Una vez las imágenes estuvieron corregidas, se obtuvieron los valores de los píxeles correspondientes a los puntos donde se encontraban localizadas las estaciones de campo. A continuación, los datos radiométricos así obtenidos, junto con su información de campo correspondiente, fueron utilizados para la creación de modelos lineales mediante técnicas de regresión (Sokal & Rohlf, 1995). Las variables de campo fueron tratadas como variables dependientes (a estimar posteriormente por los modelos creados), y las variables extraídas de las imágenes fueron utilizadas como variables independientes.

A la hora de aplicar posibles transformaciones en las variables dependientes se siguieron dos criterios. Por una parte se aplicaron transformaciones que tuvieran un sentido funcional claro, y por otra parte se probaron las transformaciones que en el trabajo de Baulies y Pons (1995) habían resultado mas exitosas. En algunos casos ambos criterios coincidieron. Así, la variable de campo CA fue, por un lado, usada sin transformar, tal y como había sido utilizada en el trabajo de Baulies y Pons. Adicionalmente, también fue usada con transformación logarítmica ($\ln[CA]$), con la intención de simular los posibles efectos de saturación de la respuesta del sensor ante valores altos de esta variable de campo. De igual modo, y por el mismo motivo, BM fue transformada logarítmicamente (además de ser ésta la transformación de mayor éxito para BM en el trabajo de Baulies y Pons). Finalmente, DM fue probado sin transformar y elevado a la potencia cúbica, tal y como había sido hecho anteriormente en el citado trabajo.

Como variables independientes se utilizaron, de forma directa, los valores de reflectancia extraídos de los diferentes canales del sensor. Asimismo, se probaron

también dos índices de vegetación. Por un lado, se aplicó el comúnmente utilizado índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI):

$$\text{NDVI} = (\text{Refl}_{\text{infrarrojo}} - \text{Refl}_{\text{rojo}}) / (\text{Refl}_{\text{infrarrojo}} + \text{Refl}_{\text{rojo}})$$

y por otro lado, el cociente simple (SR):

$$\text{SR} = \text{Refl}_{\text{infrarrojo}} / \text{Refl}_{\text{rojo}}$$

Para calcular ambos índices, podían ser igualmente utilizadas diferentes combinaciones de canales ubicados en el rojo e infrarrojo (ver tabla 2). Sin embargo, debido a los altos valores de correlación, tanto entre los canales del rojo como entre los del infrarrojo (ver tabla 3), cualquier pareja de canales rojo-infrarrojo podía dar una buena aproximación del grado de ajuste a conseguir con el resto de posibles combinaciones. Por dicha razón, sólo se generaron índices con una pareja de canales en concreto (C9, C13).

Se crearon modelos por regresión simple, probándose uno a uno, como variable independiente, todos los canales y los dos índices de vegetación. Adicionalmente, con la intención de explotar la potencialidad conjunta de los canales del sensor, se crearon modelos mediante regresión múltiple (Sokal & Rohlf, 1995). Sin embargo, para evitar una reducción excesiva de los grados de libertad debida a la inclusión de la totalidad de los canales, y para evitar la entrada de información redundante en el modelo, se decidió utilizar algún método de preselección de variables independientes. En concreto se aplicó el método de *forward stepwise* (Ott, 1988), basado en la entrada y salida secuencial de variables en el modelo, según el grado en que dichas variables explicaran la variabilidad encontrada en la variable dependiente. Usualmente, la valoración de la entrada o salida de una

Tabla 3. Coeficientes de correlación entre los canales utilizados, calculados a partir del conjunto de píxeles correspondientes a las estaciones usadas en el estudio.

	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14
C2	1.00												
C3	.99	1.00											
C4	.89	.86	1.00										
C5	.90	.87	.98	1.00									
C6	.91	.90	.97	.96	1.00								
C7	.96	.94	.92	.94	.95	1.00							
C8	.96	.96	.91	.91	.93	.97	1.00						
C9	.93	.95	.85	.83	.92	.94	.97	1.00					
C10	.90	.93	.77	.76	.86	.91	.94	.99	1.00				
C11	.67	.69	.78	.84	.84	.74	.69	.66	.60	1.00			
C12	-.17	-.16	.13	.19	.10	-.10	-.17	-.21	-.29	.51	1.00		
C13	-.14	-.14	.18	.23	.14	-.07	-.12	-.18	-.27	.50	.99	1.00	
C14	-.12	-.13	.24	.24	.19	-.05	-.09	-.14	-.24	.47	.95	.97	1.00

variable independiente del modelo se hace mediante el cálculo del cociente (Ott, 1988):

$$F = \text{difSS}_M / \text{MS}_E$$

donde difSS_M es la diferencia de las sumas de cuadrados explicadas entre el modelo con la variable analizada y el modelo sin incluir esta variable ($\text{SS}_M = \sum [y_{\text{modelo}} - \bar{y}]^2$), y MS_E es el cuadrado medio del error para el modelo que incluye la variable analizada ($\text{MS}_E = \sum [y_{\text{modelo}} - y_{\text{observada}}]^2 / [n^\circ \text{ de casos} - n^\circ \text{ de parámetros}]$). A la suma de cuadrados del numerador le corresponde un sólo grado de libertad (Barrie, 1986), hecho que da cierta similitud al valor de F con el valor del cociente del test de comparación de dos varianzas (Sokal & Rohlf, 1995). Sin embargo, debido a que algunas de las premisas de este test no se cumplen (Barrie, 1986), sólo pueden interpretarse sus valores de significación de forma meramente orientativa. Después de varias pruebas se utilizó en este trabajo un valor mínimo de $F = 0.1$ como umbral para aceptar una variable dentro del modelo, y un valor máximo de $F = 0.05$ para poder eliminar una variable previamente incluida en el modelo.

Resultados

Regresión simple

Ninguno de los modelos de regresión simple en los que la variable independiente fue uno de los canales del sensor resultó ser estadísticamente significativo. En concreto, no se encontró en ningún caso un ajuste superior a 0.1 ($r^2 < 0.1$), y el parámetro de significación estadística tampoco nunca disminuyó de 0.1 ($p > 0.1$). De hecho, en la gran mayoría de casos los ajustes fueron, incluso, mucho peores que los caracterizados por estos valores límite.

En cuanto a los modelos que contenían un índice de vegetación (tanto NDVI como SR) como variable independiente, tuvieron en general unos niveles de ajuste tan bajos como los conseguidos por regresión simple con los canales originales. En este caso, también los valores límite dados anteriormente nunca fueron alcanzados, por lo que se obtuvieron usualmente ajustes muy inferiores.

Regresión múltiple

Aunque los modelos generados mediante la técnica de *forward stepwise* consiguieron valores de ajuste claramente superiores a los conseguidos en todos los modelos de regresión simple (tabla 4), estos valores tampoco fueron muy altos. Este fenómeno aparece de forma aun más evidente al constatar el elevado número de variables independientes encontradas en los modelos finales y su escaso efecto en los ajustes obtenidos (tabla 4). De hecho, si se analizan los valores de significación estadística que corresponderían a la prueba análoga de comparación de varianzas para los valores umbral de F utilizados (0.05 y 0.01), nos encontraríamos con valores de α próximos a 1 (significación estadística casi nula). Sin

Tabla 4. Modelos de regresión multivariante resultantes de la aplicación del método de *forward stepwise* con los canales del sensor como posibles variables independientes.

Variable dependiente	Variables independientes	R^2	p
DM	C10, C11, C13, C14	0.17719	0.26174
(DM) ³	C5, C6, C8, C11, C12, C13	0.24485	0.41604
ln(BM)	C2, C3, C5, C6, C7, C8, C9, C10	0.21316	0.65231
CA	C5, C6, C8, C9, C10, C11, C12, C13	0.36420	0.18927
ln(CA)	C2, C3, C5, C6, C7, C8, C9, C10, C11, C12, C13	0.37729	0.44760

ln: logaritmo neperiano, DM: Diámetro medio, BM: biomasa de madera, CA: cobertura arbórea, R^2 : coeficiente de determinación, p : significación estadística del modelo de regresión.

embargo, la utilización de estos valores de F fue necesaria ya que pruebas anteriores con valores F correspondientes a α incluso cercanas a 0.25 o 0.5 no permitieron la entrada de ningún canal en el modelo. Probablemente, este mismo hecho, junto a una considerable disminución de los grados de libertad debida a la entrada de un número elevado de variables independientes, ha mantenido siempre a los modelos claramente alejados de la significación estadística deseable ($p \gg 0.05$).

Discusión y conclusiones

De forma inesperada, y contrariamente al alto grado de éxito de los ajustes conseguidos por Baulies & Pons (1995), los ajustes de los modelos creados en este estudio han sido muy bajos, no siendo en ningún caso estadísticamente significativos. Frente a estos pobres resultados aparecen diferentes factores que pueden hipotéticamente haber sido causantes de tal hecho:

Por un lado, la alta heterogeneidad estructural de los bosques estudiados, característica de las comunidades mediterráneas, puede haber afectado de forma negativa en la creación de los modelos. En este sentido, la zona de estudio de Baulies y Pons, además de presentar un nivel más alto de homogeneidad, también poseía unos niveles de cobertura arbórea más altos, evitando así un papel excesivo de la vegetación del sotobosque. Cabe mencionar que la presencia de un sotobosque visible es considerado como uno de los factores más problemáticos del uso de la teledetección en el ámbito forestal (Curran *et al.*, 1992; Joffre *et al.*, 1993; Nemani *et al.*, 1993; Spanner *et al.*, 1990). Adicionalmente, muchos de los trabajos que presentan niveles de ajuste significativos tienen también unas condiciones bastante homogéneas en cuanto a estructura del bosque (Danson & Curran, 1993; Rosema *et al.*, 1992) y en cuanto al relieve de la zona de estudio (Curran *et al.*, 1992; Larsson, 1993; Rosema *et al.*, 1992).

Por otro lado, la corrección radiométrica de las imágenes utilizadas también conlleva algunas limitaciones dadas por el propio modelo de corrección utilizado (Pons & Solé-Sugrañes, 1994). Especialmente, la suposición de una atmósfera

horizontalmente homogénea por parte de dicho modelo puede haber afectado significativamente los ajustes. En relación con este punto, en las imágenes utilizadas se apreciaron diferencias entre las zonas de mayor altitud, con atmósfera más nítida, y los fondos de valle, donde incluso, en ciertos casos, se observaron tenues neblinas. Estos fenómenos fueron particularmente patentes en los canales de longitud de onda más corta, que son usualmente afectados de forma especial por el estado de la atmósfera (Chuvieco, 1990). En estos canales incluso se pudieron apreciar diferencias radiométricas entre el centro de la imagen, más nítida, y las zonas laterales, más afectadas por un recorrido mayor de la luz a través de la atmósfera.

Igualmente, cabe la posibilidad de que el grado de saturación radiométrica aplicado a las imágenes no hubiera sido suficiente para captar las variaciones radiométricas entre las diferentes estaciones estudiadas. En este caso, se esperaría encontrar valores digitales (DN) muy similares en las imágenes originales, para los píxeles correspondientes a todas las estaciones estudiadas. En la figura 2 se presentan los rangos de dichos DN para los diferentes canales del sensor. Como puede verse, en bastantes casos, estos rangos no son muy extensos. Concretamente, para los canales 2, 3, 4, 7 y 8, el rango entre los dos cuartiles (donde se encuentra el 50% de observaciones) no llega a superar los 5 DN. Sin embargo, estos rangos son suficientes para que, en caso de que exista una relación funcional clara, ésta pueda evidenciarse significativamente. Por tanto, no se puede considerar al grado de saturación aplicado a las imágenes como limitante en el proceso de ajuste de los modelos. Por otro lado, en relación con los bajos ajustes de los índices de vegetación, se podría pensar en una saturación de dichos índices debida a unos niveles altos de recubrimiento vegetal (Gamon *et al.*, 1995), sin embargo tal saturación tampoco fue observada.

También podría valorarse la resolución espacial finalmente usada, de unos 17.5 metros aproximadamente, como poco adecuada para un estudio de estas características. De hecho, el tamaño óptimo de píxel viene dado, en gran parte, por el grado de heterogeneidad de la superficie estudiada (Marceau *et al.*, 1994), y es, además, el tamaño del área muestreada en el campo de bastante importancia (se tiene que tener en cuenta que las variables forestales tomadas son medidas globales que tienen a la estación de campo como unidad de muestreo). En concreto, las estaciones de campo utilizadas en este estudio tenían 20 metros de diámetro, tamaño bastante similar al tamaño de píxel finalmente escogido. En cuanto a la extensión del píxel utilizado, hay varios trabajos que apoyan el uso de resoluciones espaciales parecidas a la usada en este estudio. Por un lado, Marceau *et al.* (1994) estudió la resolución óptima para diferentes tipos de bosque, y aunque dicho autor encontró valores bastante variables, una resolución de 15 - 20 m pareció ser bastante adecuada para la mayoría de casos. Por otro lado, otros trabajos basados en imágenes de avión también acaban, de igual manera, degradando la resolución del píxel original, usualmente de extensión demasiado reducida. Por ejemplo, en el propio trabajo de Baulies & Pons (1995) el píxel original de 5 m fue degradado a 15 m; en el estudio de Gong *et al.* (1995), el píxel de aproximadamente 2 m acabó siendo aumentado a unos 20 m; en el trabajo de Danson & Curran (1993), el píxel de 5 m pasó a ser, finalmente, de 25 m. Así pues, una vez analizados todos estos

trabajos, no parece muy probable que la resolución espacial aquí utilizada haya resultado especialmente inadecuada para la obtención de la información radiométrica correspondiente a las estaciones de campo.

Errores de localización, realizados durante la asignación de los valores de los píxeles correspondientes a las estaciones de campo, también podrían haber aportado un grado de dispersión importante sobre los modelos ajustados. Sin embargo, como ha sido explicado anteriormente, las imágenes fueron corregidas geométricamente para poder localizar correctamente las estaciones de campo en las imágenes mediante el uso de sus coordenadas. Además, se hizo también un control basado en el análisis visual comparativo entre las fotos aéreas utilizadas por los equipos de campo, en las que se había marcado la localización de los puntos de muestreo, y las imágenes de avión a su máxima resolución (donde se habían localizado las estaciones automáticamente, mediante sus coordenadas).

Por último, también se debe tener en cuenta que, en algunos casos, las variables forestales utilizadas no correspondieron a medidas directas de campo. De hecho, sólo las medidas de diámetro medio fueron obtenidas de forma directa.

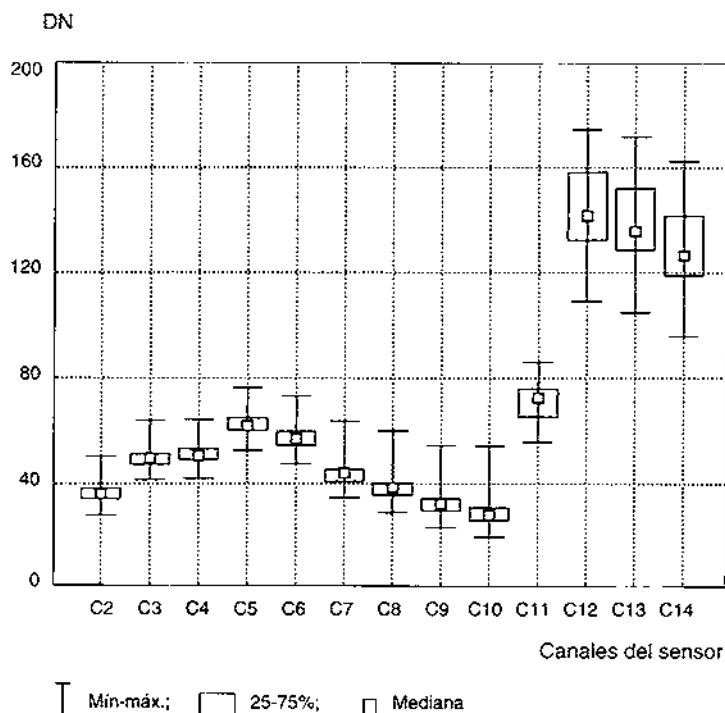


Figura 2. Rangos de los números digitales (DN) de los canales originales sin corregir radiométricamente, extraídos del conjunto de píxeles correspondientes a las estaciones usadas en el estudio.

Tanto los valores de cobertura arbórea como los valores de biomasa de madera fueron calculados a partir de otras medidas de campo. Dichos cálculos se realizaron mediante modelos ajustados con datos de un subgrupo de estaciones en las que sí se habían medido directamente todas las variables de interés. Sin embargo, al aplicar estos modelos para el cálculo de las coberturas y las biomásas, se propagó, al menos en cierto grado, el propio error aparecido durante el ajuste previo de dichos modelos.

Finalmente, y a modo de resumen, después de analizar los posibles factores causantes de los bajos ajustes observados, se puede concluir que, para tener garantías sobre la aplicabilidad de imágenes digitales de avión en temas forestales se tiene que profundizar aún más en el conocimiento y estudio de dichos factores. Especialmente, parece necesaria una mejora en los métodos de corrección radiométrica, un mejor conocimiento de los efectos de la heterogeneidad estructural del bosque y un diseño de muestreo que reduzca el error en las variables forestales. También, en futuras campañas, se pretende poner especial atención en captar las imágenes en días que presenten un estado atmosférico óptimo, minimizando así una fuente importante de error.

Agradecimientos

A nuestros compañeros del CREAM e ICC por las facilidades proporcionadas. Este trabajo se ha realizado en parte gracias a un proyecto de la Comisión Interdepartamental de Ciencia y Tecnología (CICYT AMB94-0881), y en parte gracias a una beca de Formación de Investigadores de la Generalitat de Catalunya concedida a Raimon Salvador.

Bibliografía

- Ahern, F.J.; Erdle, T.; Maclean, D.A.; Kneppke, I.D. 1991. A quantitative relationship between forest growth rates and Thematic Mapper reflectance measurements. *Int. J. Remote Sensing*. 12: 387-400.
- Ardö, J. 1992. Volume quantification of coniferous forest compartments using spectral radiance recorded by Landsat Thematic Mapper. *Int. J. Remote Sensing*. 13: 1779-1786.
- Barrie, G. 1986. Regression analysis with Applications. Chapman and Hall. Londres. p. 235-236.
- Baulies, X.; Pons, X. 1995. Approach to forestry inventory and mapping by means of multispectral airborne data. *Int. J. Remote Sensing*. 16: 61-80.
- Chuvieco, E. 1990. Fundamentos de Teledetección Espacial. Rialp. Madrid. p. 85-86.
- Curran, P.J.; Dungan, J.L.; Gholz, H.L. 1992. Seasonal LAI in Slash Pine Estimated with Landsat TM. *Remote sens. environ.* 39: 3-13.
- Danson, F.M.; Curran, P.J. 1993. Factors Affecting the Remotely Sensed Response of Coniferous Forest Plantations. *Remote sens. environ.* 43: 55-65.
- Devereux, B.J.; Fuller, R.M.; Carter, L.; Parsell, R.J. 1990. Geometric correction of airborne scanner imagery by matching Delaunay triangles. *Int. J. Remote Sensing*. 11: 2237-2251.

- Enciclopèdia Catalana. 1986. Gran Enciclopèdia Catalana. Enciclopèdia Catalana. Barcelona. Vol. 2. p. 118-122.
- Gamon, J. A.; Field, C. B.; Goulden, M. L.; Griffin, K. L.; Hartley A. E.; Joel G.; Peñuelas, J.; Valentini, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications*, 5: 28-41.
- Gastellu-Etchegorry, J. P.; Zagolski, F.; Mougín, E.; Marty G.; Giordano, G. 1995. An assesment of canopy chemistry with AVIRIS - a case study in the Landes Forest, South-West France. *Int. J. Remote Sensing*, 16: 487-501.
- Gholz, H.L.; Vogel, S.A.; Cropper, W.P.; McKelvey, K.; Ewel, K.C. 1991. Dynamics of canopy structure and light interception in *Pinus elliottii* stands, North Florida. *Ecological Monographs*, 61: 33-51.
- Gong, P.; Pu, R.; Miller, J.R. 1995. Coniferous Forest Leaf Area Index Estimation along the Oregon Transect Using Compact Airborne Spectrographic Imager Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 61: 1107-1117.
- Gracia, C.A.; Abril, M.; Barrantes, O.; Burriel, J.A.; Ibáñez, J.J.; Serrano, M.M.; Vayreda, J. 1992. Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Mètodes. Departament d'Agricultura Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Joffre, R.; Lacaze, B. 1993. Estimating tree density in oak savanna-like «dehesa» of southern Spain from SPOT data. *Int. J. Remote Sensing*, 14: 685-697.
- Larsson, H. 1993. Linear regressions for canopy cover estimation in Acacia woodlands using Landsat-TM, -MSS and SPOT HRV XS data. *Int. J. Remote Sensing*, 14: 2129-2136.
- Marceau, D.J.; Gratton, D.J.; Fournier, R.A.; Fortin, J. 1994. Remote Sensing and the Measurement of Geographical Entities in a Forested Environment. 2. The Optimal Spatial Resolution. *Remote. sens. Environ.* 49: 105-117.
- Nemani, R.; Pierce, L.; Running, S. 1993. Forest ecosystem processes at the watershed scale: sensitivity to remotely-sensed Leaf Area Index estimates. *Int. J. Remote Sensing*, 14: 2519-2534.
- Ott, L. 1988. An introduction to statistical methods and data analysis. PWS-Kent publishing company. Boston. p. 548.
- Pons, X.; Solé-Sugrañes, L. 1994. A Simple Radiometric Correction Model to Improve Automatic Mapping of Vegetation from Multispectral Satellite Data. *Remote sens. environ.* 48: 191-204.
- Rosema, A.; Verhoef, W.; Noorbergen, H.; Borgesius, J.J. 1992. A New Forest Light Interaction Model in Support of Forest Monitoring. *Remote sens. environ.* 42: 23-41.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. 1995. Biometry. W.H. Freeman and company. Nueva York.
- Spanner, M.A.; Peirce, L.L.; Peterson, D.L.; Running, S.W. 1990. Remote sensing of temperate coniferous forest leaf area index. The influence of canopy closure, understory vegetation and background reflectance. *Int. J. Remote Sensing*, 11: 95-111.
- Zagolski, F.; Pinel, V.; Romier, J.; Alcayde, D.; Fontanari, J. 1996. Forest canopy chemistry with high spectral resolution remote sensing. *Int. J. Remote Sensing*, 17: 1107-1128.
- Zhuang, H.C.; Shapiro, M.; Bagley, C.F. 1993. Relaxation vegetation index in non-linear modelling of ground plant cover by satellite remote-sensing data. *Int. J. Remote Sensing*, 14: 3447-3470.