

# EFECTO DE LAS REPOBLACIONES DE PINO CARRASCO EN EL CAMBIO DE USOS DEL SUELO EN EL PN MONTES DE MÁLAGA

Rafael M<sup>a</sup> Navarro Cerrillo<sup>1</sup>, José Ramón Guzmán Álvarez<sup>1</sup>, Inmaculada Clavero Rumbao<sup>1</sup>, Ana Moyano García<sup>1</sup> y Ricardo Salas de la Vega<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dep. Ingeniería Forestal. ETSIAM. Universidad de Córdoba. Avda. Menéndez Pidal s/n. 14080-CÓRDOBA (España). Correo electrónico: irInacer@uco.es

<sup>2</sup> Consejería de Medio Ambiente. Delegación de Málaga. C/Mauricio Moro 2, 3-4. Edif. EurocomSur. 29071-MÁLAGA (España)

## Resumen

El efecto de las repoblaciones en el paisaje mediterráneo ha sido discutido por varios autores en los últimos años, así como su importancia en la restauración de ecosistemas en el Mediterráneo. En este trabajo se estudia una repoblación forestal de pino carrasco en el monte “Cuenca del Guadalmedina” (Málaga). La evaluación del impacto de la repoblación se hizo comparando la situación en el año 1956 y la actual mediante el programa FRAGSTAT y el cálculo de diferentes índices de diversidad. La zona repoblada presentó un cambio positivo en los usos de suelo, reduciendo la superficie cultivada y creando un paisaje más fragmentado, con usos de mayor madurez ecológica, aunque con una menor heterogeneidad. La zona no repoblada sufrió un proceso de matorralización debido sobre todo al cambio de cultivos leñosos por matorral en una superficie total de 997 ha (23,3%). En la zona repoblada el mayor cambio ocurrido fue el aumento de la superficie arbolada (77,7% de la superficie total cambiada), y la disminución de la superficie cultivada y de matorral. El programa FRAGSTAT permitió analizar la fragmentación del paisaje a través de índices a nivel de clase de uso y de la totalidad del paisaje que mostraron la evolución del mismo en el periodo considerado, obteniéndose valores que indican que el paisaje después de la repoblación está más fragmentado, pero con una menor diversidad estructural.

Palabras clave: *Diversidad, Paisaje, Fragmentación, Impacto de las repoblaciones*

## INTRODUCCIÓN

En la zona mediterránea, el paisaje forestal actual es el resultado de los cambios acontecidos a lo largo de muchos siglos debido sobre todo al abandono de los aprovechamientos tradicionales y a la actividad repobladora del último siglo, que ha permitido recuperar para el arbolado muchas áreas que estaban destinadas a permanecer como matorrales de talla baja, tras su agotamiento

como resultado de siglos de uso agropastoral (ICONA, 1995).

El estudio del paisaje realizado a partir de fotografías aéreas, imágenes de satélite, y de las técnicas de procesamiento de imágenes digitales es un campo en actual desarrollo y expansión (SCHMIDT & GLAESSER, 1998). La fragmentación del hábitat ha aumentado drásticamente desde el siglo pasado (SCHUMAKER, 1996). La literatura científica incide en el hecho que los cambios de

los usos del suelo afectan de forma negativa al paisaje, aumentando de esta forma la fragmentación y disminuyendo la diversidad (SAUNDERS *et al.*, 1991). El vuelo fotográfico de España (1956) se ha utilizado para evaluar mediante métodos cartográficos los cambios que han tenido lugar en la cubierta vegetal, en periodos suficientemente amplios como para determinar variaciones cuantitativa y cualitativamente importantes (FERNÁNDEZ *et al.*, 1992; NARANJO, 1992; ALADOS *et al.*, 2004; GUZMÁN *et al.*, 2005).

En la cuenca del Río Guadalmedina, que abarca una superficie aproximada de 18.213 hectáreas, se repoblaron 4.762 hectáreas. Los trabajos empezaron a realizarse en el año 1930, dirigidos por el Ingeniero de Montes D. José Martínez Falero y continuaron hasta los años 50. La superficie que en la actualidad forma parte del Parque Natural Montes de Málaga tiene su origen, de hecho, en la repoblación hidrológica forestal de pinares en la cuenca del Río Guadalmedina que se realizaron para paliar las inundaciones que se producían en la ciudad.

El objetivo general de este proyecto es evaluar, a través de fotografías aéreas, el cambio de paisaje asociado a la repoblación hidrológica forestal realizada en la cuenca del Río Guadalmedina de la provincia de Málaga en dos escenarios temporales distintos (1956 y 1999).

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

El trabajo se realizó en el Parque Natural Montes de Málaga, declarado por Ley 2/1989 de 18 de julio, con una superficie de 4.996 ha, de las cuales 4.829 pertenecen al monte público "Cuenca del Río Guadalmedina". El área de estudio se amplió a un área circundante de 13.436,4 ha (Figura 1). Una descripción más detallada del medio físico del parque puede encontrarse en el PORN (2003).

### Materiales.

- Ortofotografía del vuelo de España del año 1956 de 1 m de resolución espacial. (Dirección General de Participación e Información Ambiental, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía).

- Ortofotografía del año (1998-1999), vuelo fotogramétrico a color de 1 m de resolución espacial. (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía).

### Metodología

La evaluación de la fragmentación del paisaje se evaluó con el programa FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL & MARKS, 1995; [www.umass.edu/landeco](http://www.umass.edu/landeco)) a través de la interpretación de los distintos índices proporcionados. La información de la que se partió fue de la cobertura de 1956 del Mapa de Usos y Coberturas (Junta de Andalucía) de la zona de estudio. Se analizó el P.N. Montes de Málaga y el área correspondiente a los alrededores del Parque, y se realizó una comparación entre el Parque y los alrededores al mismo. El análisis de fragmentación de paisaje se evaluó con 8 usos diferentes (Figura 1).

La salida final del programa son una serie de índices a distintos niveles de clasificación que han sido desarrollados para cuantificar la estructura del paisaje y la heterogeneidad espacial basada en la composición y configuración del mismo (ver [www.umass.edu/landeco](http://www.umass.edu/landeco)). La selección de los índices ha estado basada en la revisión de estudios previos (CRIST *et al.*, 2005). Las medidas usadas han sido empleadas para caracterizar la heterogeneidad espacial, la fragmentación, la diversidad y la conectividad para un paisaje dado.

## RESULTADOS

El número de teselas en la zona exterior del Parque ha aumentado (478 en el año 1956 con 478 y 555 en el año 1999) (Figura 2; Tabla 1). Por ello, para la superficie total, el Índice de superficie relativa (AREA\_MN) disminuyó desde 17,6 a 15,2 durante el periodo 1956-1999 a medida que aumenta el número de teselas. El índice de densidad de borde en ambas fechas se aproxima a valores intermedios, pero dado que en el año 1956 el número de teselas era menor, el grado de curvatura será mayor en 1999.

Respecto a los índices de inserción-yuxtaposición y contagio se observa que el primero de ellos aumentó, acercándose a valores medios y, en cambio, el segundo, que presentó valores altos en 1956 disminuye en 1999, indicando que la distribución espacial de las diferentes teselas pasa a ser

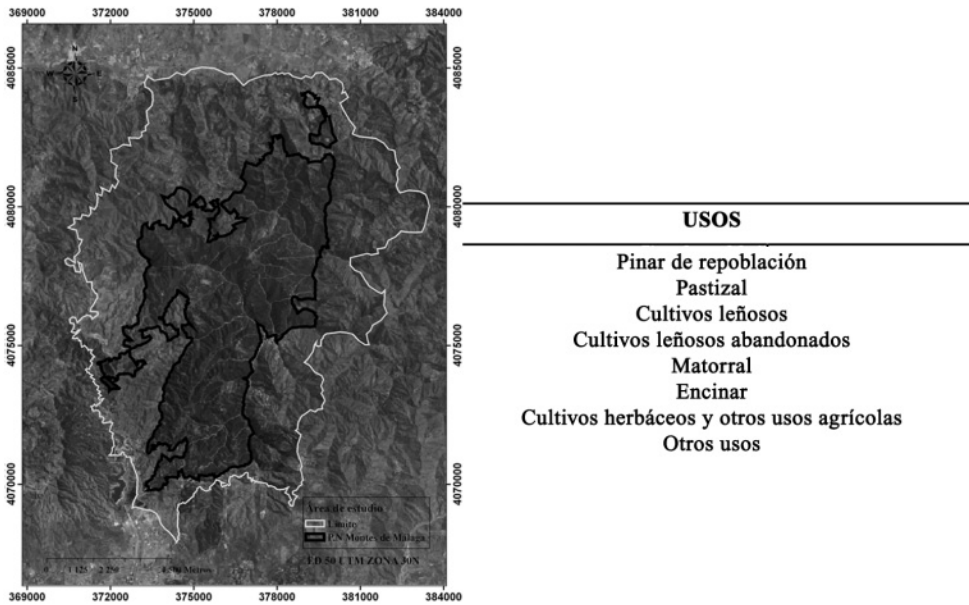


Figura 1. Localización del área de trabajo y usos asociados en la zona del Parque Natural Montes Málaga y los alrededores

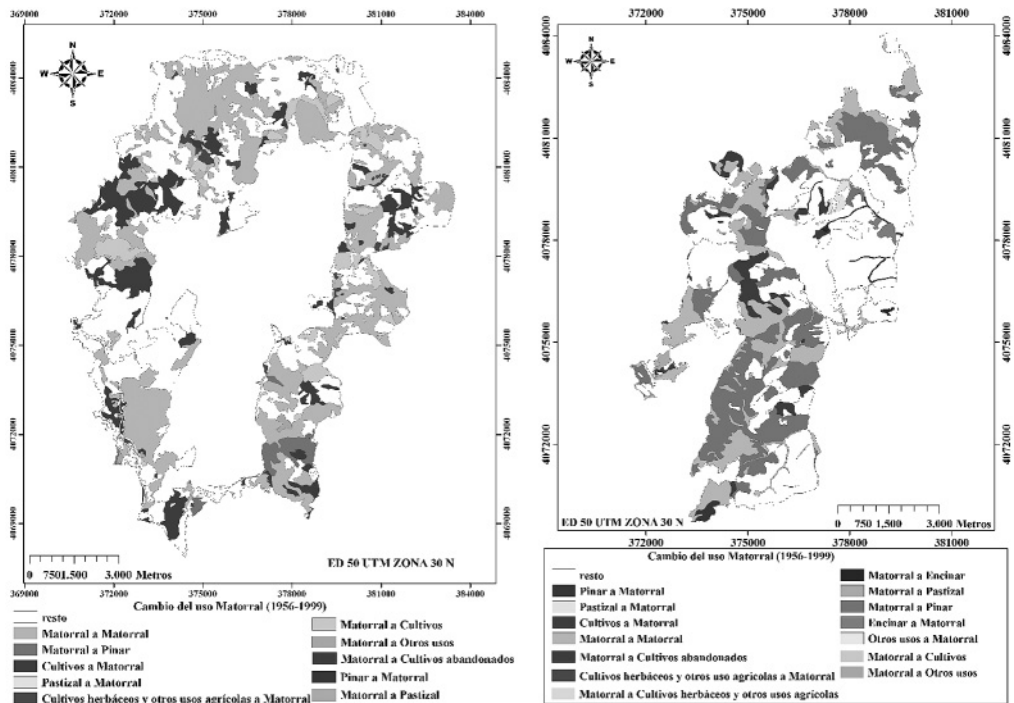


Figura 2. Cambio del uso Matorral en la zona de alrededores y del interior del P.N. Montes de Málaga en el año 1956 y 1999

AÑO	TA(ha)	NP	LPI(%)	AREA_MN	ED(m/ha)	CONTAG	IJI	PR	SHDI	SHEI
<b>Entorno Parque Natural</b>										
56	8440,79	478	9,93	17,67	45,44	74,02	44,97	11	1,11	0,46
99	8440,79	555	9,90	15,21	51,91	72,53	50,57	13	1,26	0,49
<b>Interior Parque Natural</b>										
1956	4995,48	274	21,19	45,86	18,23	67,42	56,37	9	1,30	0,59
1999	4995,48	325	52,80	49,26	15,37	78,17	39,84	12	0,95	0,38

**Tabla 1.** Medidas de Paisaje para la zona de alrededor y del interior del Parque Natural Montes de Málaga. TA: Área total del paisaje; NP: Número de Teselas; LPI: Índice de la tesela más grande; AREA\_MN: Área de superficie relativa; ED: Densidad de borde; CONTAG: Índice de contagio; IJI: Índice de inserción y yuxtaposición; PR: Riqueza de la tesela; SHDI: Índice de diversidad de Shannon; SHEI: Índice de uniformidad de Shannon

más separada y que las clases de usos estarán más disgregadas, es decir, que las celdas contiguas pertenecen a una clase diferente. Esto da lugar a un paisaje más fragmentado en el año 1999, debido a que la mayoría de la superficie en el año 1956 pertenecía al uso almendral lo que hace que el valor del índice de contagio sea elevado. Sin embargo, en el año 1999 esta superficie de almendros disminuyó con el consiguiente aumento del proceso de matorralización. Todo ello junto con la aparición de nuevos usos tras el abandono de tierras de cultivos entre otros dio lugar a un paisaje más heterogéneo. Los índices de diversidad experimentaron un aumento en el año 1999. El número de clases aumentó de 11 en el año 1956 a 13 en el año 1999, la aparición de dichas clases se ha evaluado en el análisis de medidas de paisaje a nivel de clase. Se observó que tanto el índice de diversidad de Shannon como el índice de uniformidad de Shannon aumentaron en el año 1999. El primero de ellos muestra que a medida que aumentó el número de clases el índice alcanzó valores mayores y el segundo que a medida que el índice se aproxima a la unidad, la distribución del área de las clases es más equitativa.

En el caso de la zona interior del Parque, el número de teselas aumentó de 274 en el año 1956 y 325 en el año 1999. Ello demuestra que los usos del año 1999 estarían formados por teselas más pequeñas y más abundantes. Este incremento del número de teselas repercutió directamente en el índice de superficie relativa (AREA\_MN), disminuyendo en el año 1999 a 15,37. El índice de densidad de borde mostró valores muy similares en ambas fechas, acercándose a valores intermedios. Si se compara con el número de teselas de cada año se podría pensar que en el año 1956 las tesse-

las presentarían mayor grado de curvatura debido a que en ese año el número de teselas es menor (274) y el índice en cuestión presentó prácticamente el mismo valor en 1956 y 1999. Al contrario de lo que ocurrió en la zona de alrededores del P.N. Montes de Málaga, en el Parque el índice de contagio aumentó en el año 1999. Este aumento fue lógico, debido a que valores más próximos a 100 son indicativos de un paisaje formado por una única tesela: en el año 1999, la superficie de pinar ocupa más de la mitad de la superficie total del Parque. El índice de inserción - yuxtaposición también presentó un comportamiento diferente que para la zona de alrededores del Parque. La disminución de este índice en el Parque (56,37 en el año 1956 y 39,84 en el año 1999) fue debida igualmente al aumento de superficie de un uso (pinar) ya que valores próximos a cero para este índice significan que cada una de las teselas estaría rodeada de otras teselas del mismo uso (pinar). En el año 1999 el número de clases aumentó en tres. Se observó que el índice de diversidad de Shannon y el índice de uniformidad de Shannon disminuyeron en el año 1999. La disminución del primero de ellos fue debida a que la repoblación forestal ha ido ocupando más superficie y el valor se hace más próximo a cero, por lo tanto aumenta la abundancia relativa para ese uso. La disminución del segundo fue debida a que un uso ocupa mayor superficie por lo tanto la distribución del área de los restantes usos sería menos equitativa.

## DISCUSIÓN

En este trabajo se ha evaluado el cambio experimentado en la cuenca del río Guadalmedi-

na como consecuencia de las repoblaciones realizadas en 1930. El área de estudio se dividió en dos zonas claramente diferenciadas: la zona exterior al Parque Natural Montes de Málaga, caracterizada por el mantenimiento de los cultivos y de la dinámica por no haber sido objeto de intervención repobladora y, por tanto, haber seguido la evolución socioeconómica de la zona; y el interior del Parque caracterizado por las repoblaciones forestales que constituyen el monte cuenca del Guadalmedina.

Los mayores cambios de uso experimentados en el entorno de Parque en el periodo 1956-1999 fueron la disminución de los cultivos (tanto leñosos como herbáceos) y el aumento de la superficie del matorral. En dicha zona el aumento de superficie del uso matorral en el año 1999 y la disminución del número de teselas han sido debidos a la absorción por parte de este uso de los terrenos marginales que han sido abandonados. Los cambios de usos han estado marcados por un proceso de matorralización claro tras el abandono de la actividad agrícola. Estos cambios de uso coinciden con los acontecidos en los paisajes forestales de la red de paisajes rurales españoles (REDPARES) recogidos por GARCÍA DEL BARRIO *et al.* (2007), donde uno de los cambios más importante fue debido al proceso de colonización de zonas abandonadas por evolución natural de la vegetación. Este abandono propicia la entrada de matas y arbustos subfrutíferos que se ha extendido en amplias zonas del paisaje (GUZMÁN *et al.*, 2005). El cambio fundamental de paisaje en el Parque ha sido el aumento de la superficie de arbolado como consecuencia de la repoblación forestal, la disminución de los cultivos y del matorral. La superficie de *pinar* pasó de ocupar 1823,8 ha en el año 1956 a 3345,6 ha en el año 1999, lo que supuso un 77,7% de la superficie total cambiada. El incremento de dicho uso se corresponde con una reducción de cultivos leñosos (*olivar* y *almendral*) y *matorral*. Sin embargo, el número de teselas correspondiente al uso matorral aumentó como consecuencia de los enclavados presentes en el Parque y la ocurrencia de incendios forestales. Otro uso que experimentó un aumento de superficie en el año 1999 fue el uso encinar, en contraposición con la superficie de este mismo uso en la zona de los alrededores

que no presentó modificación alguna, encontrándose en un estado de estancamiento.

El estudio de la fragmentación en los alrededores del P.N. Montes de Málaga mostró un incremento del número de teselas en el año 1999. Este aumento del número de teselas y, por tanto, mayor número de fragmentos en el paisaje fue debido a varios motivos; uno de ellos a la aparición en el año 1999 de dos nuevas clases de uso, y el otro al aumento de superficie de usos como *pinar* y los *cultivos leñosos abandonados* que han incrementado el número de teselas entre 1956 y 1999. Los índices de inserción-yuxtaposición y contagio presentaron un comportamiento opuesto. El primero aumentó a valores intermedios y el segundo disminuyó desde valores próximos a 100, significando esta relación que una tesela está rodeada por otras de distinto uso y que, por tanto, el paisaje sería más heterogéneo. Esto dio lugar a que el índice de diversidad de Shannon aumentara en el año 1999. En el P.N. Montes de Málaga se produjo también un aumento del número de teselas. En este caso podría resultar contradictorio puesto que un uso (*pinar*) predominó sobre los restantes y cabría pensar que el número de teselas debería ser menor. No ocurrió así debido a que en el año 1999 aparecieron tres usos más en el Parque y, además, el resto de los usos pudieron fragmentarse más durante el periodo transcurrido, dando lugar a un mayor número de teselas. Los índices de inserción- yuxtaposición y contagio para el Parque presentaron una relación opuesta con la zona de alrededores. En el Parque, el primer índice disminuyó a valores relativamente bajos debido a que en el Parque, las teselas de los distintos usos suelen estar rodeadas de otras del mismo uso, es decir, de teselas de *pinar*. Sin embargo, el índice de contagio aumenta a valores próximos a 100 porque el paisaje tiende a formar una única tesela. La combinación de todos estos índices afecta al índice de diversidad de Shannon a nivel del paisaje ya que disminuye debido a que la superficie de *pinar* va aumentando. Tras su aplicación práctica puede decirse que la adaptación de este índice al estudio del paisaje no ha resultado especialmente reveladora. Se constata que los índices de diversidad, normalmente aplicados a comunidades de seres vivos o conjuntos de objetos sin connotación espacial, no se pueden

transponer simplemente al análisis del paisaje, donde el componente espacial juega un papel importante en la diversidad del conjunto.

El estudio realizado en el P.N. Montes de Málaga pone de manifiesto que el análisis de la fragmentación del paisaje puede contribuir a conocer los cambios de diversidad, y aún más, la función de las repoblaciones forestales en dichos cambios.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALADOS, C.L.; PUEYO, Y.; BARRANTES, O.; ESCÓS, J.; GINER, L. & ROBLES, A.; 2004. Variations in landscape patterns and vegetation cover between 1957 and 1994 in a semiarid Mediterranean ecosystem. *Landscape Ecology* 19: 543-559.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; MARTÍN, A.; ORTEGA, F. & ALÉS, E.; 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW of Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7: 3-18.
- GARCÍA DEL BARRIO, J.M.; ORTEGA, M.; CONZÁLEZ, S. Y ELENA ROSSELLÓ, R.; 2007. Principales tendencias de cambio en los paisajes forestales de la red de paisajes rurales españoles (REDPARES) en el periodo 1956-1999. Libro de Resúmenes, Conferencias y Ponencias. 4º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Imprenta Repes S.C. Zaragoza.
- GUZMÁN, J.R.; CAÑO, B.; CAPARRÓS, V.M.; GONZÁLEZ, C.; LORA, M.A.; PLAZA, M.P.; RODRÍGUEZ, V.; RUBIO, M.A. y RIVERO, V.; 2005. Transformación del paisaje en el sureste semiárido entre 1956 y 1999: abandono y extensión de la superficie agrícola y su efecto sobre la superficie forestal. Libro de Resúmenes, Conferencias y Ponencias. 4º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Imprenta Repes S.C. Zaragoza.
- ICONA. 1995 *Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1995*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS: *Spatial Pattern analysis Program for Categorical Maps* [on line]. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco>. [última consulta: 20 mayo 2007].
- NARANJO CIGALA, A. 1992. Evolución del paisaje vegetal en la "Cumbre Central" de Gran Canaria (Islas Canarias): Una aproximación a la dinámica colonizadora de la vegetación. *Vegueta* 3: 263-278.
- SAUNDERS, D.; HOBBS, R. & MARGULES, C.; 1991. Biological consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Cons. Biol.*, 1: 18-32.
- SCHMINDT, H. & GLAESSER, C.; 1998. Multitemporal análisis of satellite data and their use in the monitoring of the environmental impacts of open cast lignite mining areas in Eastern Germany. *Remote sensing* 12: 2245-2260.
- SCHUMAKER, N.H.; 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210-1225.