

EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS EN LA CONECTIVIDAD DE LOS BOSQUES: EL ÍNDICE DEL ÁREA CONEXA EQUIVALENTE Y SU APLICACIÓN A LOS BOSQUES DE CASTILLA Y LEÓN

Santiago Saura Martínez de Toda (1), Sergio González Ávila (2) y Ramón Elena Rosselló (2)

(1) Departamento de Economía y Gestión Forestal. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid. santiago.saura@upm.es

(2) Departamento de Silvopascicultura. EUIT Forestales. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid. sergio.gonzalez@upm.es, ramon.elena.rossello@upm.es

RESUMEN

La conectividad ecológica de los bosques es una propiedad clave para valorar la sostenibilidad de la gestión forestal y estudiar los cambios en los paisajes forestales. El índice del Área Conexa Equivalente es fácil de calcular e interpretar y permite estimar en qué medida las nuevas zonas de bosque son eficientes al funcionar como elementos conectores entre diferentes hábitats. Se analizan mediante este índice los cambios en los bosques de Castilla y León utilizando datos CORINE (1990-2006) y SISPARES (1956-1998) y se concluye que se han producido incrementos notables de la conectividad, superiores a los que cabría esperar por el simple aumento de la superficie arbolada.

INTRODUCCIÓN

La conectividad de los bosques se puede definir como aquella característica que facilita el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos a través de las masas arboladas existentes en el territorio. Una mejora de la conectividad se traduce, entre otros efectos, en un incremento en las tasas de intercambio de individuos entre poblaciones, en una mejora en la persistencia local y regional de las poblaciones, y en un aumento de su estabilidad y capacidad de recuperación frente a perturbaciones y de recolonización tras posibles extinciones locales (CROOKS y SANJAYAN, 2006). El mantenimiento y mejora de la

conectividad se considera pieza clave de las acciones e iniciativas emprendidas para la conservación de la biodiversidad y las funciones ecológicas de los bosques, al ser útil para contrarrestar los efectos potencialmente adversos de la fragmentación y facilitar la adaptación de las especies a los cambios en sus áreas de distribución causados por el cambio climático y otros factores (EUROPARC-ESPAÑA, 2009).

La conectividad de los bosques es y debe medirse en general como un aspecto funcional, es decir, dependiente de las distancias y capacidades de dispersión de la especie o especies analizadas o, en términos más generales, de las características de la propagación o difusión de los flujos ecológicos considerados. Un mismo conjunto de masas forestales distribuidas en el territorio puede ser percibido como funcionalmente conexo por una especie con gran movilidad pero en cambio como altamente fragmentado por otra con capacidades de dispersión más limitadas. Aunque la conectividad de los bosques puede quedar garantizada por la continuidad física de las masas arboladas (conectividad estructural), la gran mayoría de la especies forestales cuentan con la capacidad de, en mayor o menor medida, desplazarse una determinada distancia a través de zonas no boscosas, de manera que un conjunto de teselas de bosque físicamente separadas y relativamente alejadas entre sí puede ser percibido como plenamente conexo para aquellas especies forestales con suficientes capacidades de movimiento y/o dispersión.

La conectividad de los bosques disminuye cuando progresa la fragmentación y decrece la superficie arbolada, ya que se reduce la extensión de hábitat disponible para las especies forestales y se incrementa la distancia y grado de aislamiento de las teselas remanentes, así como con la intensificación y pérdida de permeabilidad de la matriz del paisaje (zonas no arboladas situadas entre las teselas de bosque). La conectividad de los bosques no se puede evaluar separadamente de la cantidad de superficie arbolada, dado que el máximo de conectividad en una determinada zona de estudio se da precisamente cuando toda ella está completamente cubierta por bosques. En tal caso, la continuidad física del bosque garantiza las posibilidades de movimiento de todas las especies que lo usan como hábitat, al margen de cuán modestas puedan ser sus capacidades de dispersión. De hecho, los índices que presentan prestaciones más adecuadas para orientar la toma de decisiones y valorar correctamente los cambios en los hábitats forestales son aquellos que miden la cantidad de hábitat alcanzable o disponible para una determinada especie, lo que viene determinado tanto por la cantidad y tamaño de las

teselas de hábitat forestal como por la calidad y frecuencia de las conexiones entre ellas (PASCUAL-HORTAL y SAURA, 2006; SAURA y RUBIO, 2010).

En este artículo se describe el índice del Área Conexa Equivalente (ACE), cuyo desarrollo responde a la necesidad de contar con un procedimiento objetivo, cuantitativo y con una base metodológica sólida para evaluar los cambios en la conectividad de los bosques. Con este objetivo, el índice ACE se aplica a los bosques de la Comunidad Autónoma de Castilla y León entre los años 1956 y 2006 a partir de los datos del CORINE Land Cover y de la red de seguimiento SISPARES. De este modo, se amplía de 10 a 50 años el marco temporal y el nivel de detalle espacial utilizados en estudios previos que recientemente han aplicado este mismo índice a escala europea (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2009; SAURA *et al.*, 2011).

MÉTODOS

El índice del Área Conexa Equivalente (ACE)

Supongamos que en un territorio forestal existe un conjunto de n teselas de bosque, de manera que entre cada par de teselas i y j puede existir un enlace o conexión cuya facilidad para conducir los flujos ecológicos queda caracterizada por una probabilidad de movimiento o dispersión directa entre ellas (p_{ij}), que es función de la distancia que las separa y no considera la posible presencia de otras teselas intermedias o elementos conectores que puedan facilitar el movimiento entre ellas. De todas las rutas posibles entre i y j (siendo una ruta una secuencia de enlaces que, partiendo de i , transcurre a través de otras teselas intermedias hasta llegar a j) la ruta de máxima probabilidad (p^{*}_{ij}) es aquella en la que se maximiza el producto de las p_{ij} de todos los enlaces que la componen (SAURA y PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA y RUBIO, 2010). De esta manera se tiene en cuenta que, para desplazarse de i a j , una serie de movimientos a través de distintas teselas puente intermedias puede ser más viable que un movimiento directo entre i y j que no utilice ninguno de los elementos conectores que puedan existir en el paisaje ($p^{*}_{ij} > p_{ij}$). Dos teselas estarán completamente aisladas entre sí cuando $p^{*}_{ij}=0$, mientras que la conectividad entre ellas será máxima cuando $p^{*}_{ij}=1$ (incluyendo el caso $i=j$, dado que es seguro poder alcanzar una tesela partiendo de ella misma). En estas condiciones, el índice del Área Conexa Equivalente (ACE) se define como la

superficie que debería tener una hipotética única tesela continua de bosque (por tanto plenamente conexa, independientemente de la forma que pudiera presentar) para que le correspondiera la misma probabilidad de conectividad que el conjunto de teselas de bosque del territorio evaluado (SAURA *et al.*, 2011). La probabilidad de conectividad se define a su vez como la probabilidad de que dos puntos situados al azar dentro del territorio estudiado queden ubicados en zonas de bosque conectadas entre sí, lo que puede ocurrir tanto si ambos puntos quedan ubicados dentro de una misma tesela de bosque como si están situados en teselas de bosque diferenciadas pero conectadas entre sí a través de una ruta con un determinado p^*_{ij} (SAURA y PASCUAL-HORTAL, 2007). Así, el índice ACE viene dado por la siguiente expresión:

$$ACE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p^*_{ij}}$$

donde a_i y a_j son el área de las teselas de bosque i and j . ACE tiene unidades de superficie, lo que facilita su interpretación. Su valor nunca será inferior al área de la tesela más grande de bosque existente en el territorio estudiado, y coincidirá con la superficie total de bosque (A) cuando exista una única tesela de bosque o cuando, aun existiendo diversas teselas diferenciadas, la probabilidad de movimiento a través de las rutas disponibles sea máxima para todos los pares de teselas ($p^*_{ij}=1$). El índice ACE tiene en cuenta el área conexa existente dentro de las teselas en sí mismas, los flujos de dispersión entre diferentes teselas de hábitat, y la contribución de las teselas como elementos conectores o teselas puentes entre el resto de teselas de bosque del territorio (SAURA y RUBIO, 2010).

Una de las principales ventajas del índice ACE es que su variación relativa tras un determinado cambio en la distribución de los bosques (dACE, diferencia entre el valor del índice al final y al principio del periodo considerado, dividida entre el valor de ACE al principio de dicho periodo) se puede comparar de manera directa con la variación relativa en la superficie boscosa en el mismo periodo (dA). Dicha comparación permite extraer conclusiones de interés acerca del grado en el que las nuevas zonas de bosque resultan realmente beneficiosas o eficientes para fomentar la conectividad y el intercambio de flujos ecológicos (Graf. 1). Si las nuevas zonas de bosque aparecen alejadas y aisladas de las previamente existentes (para la distancia de dispersión considerada), los incrementos de la superficie arbolada tendrán un pobre rendimiento en

términos de conectividad ($dACE < dA$) (Graf. 1). Por el contrario, si las zonas forestadas tienen una situación estratégica dentro del mosaico territorial, de manera que son capaces de actuar como elementos conectores o teselas puentes (corredores continuos o discontinuos) entre otras zonas de bosque, los incrementos en la conectividad serán netamente superiores a los de la propia superficie boscosa ($dACE > dA$) (Graf. 1). Un caso intermedio, y neutro en términos de rendimiento de la reforestación para el incremento de la conectividad, sería aquel en el que todo el bosque perteneciese a una misma tesela continua antes y después de los procesos de cambio, en cuyo caso $dACE = dA$ (Graf. 1). Análogas consideraciones se aplican a cambios en los que los procesos dominantes sean los de deforestación y pérdida de conectividad (Graf. 1).

Cabe señalar que en un caso más general a_i y a_j pueden hacer referencia a otras características de interés de las teselas de bosque diferentes de su propio área, tales como la calidad del hábitat, el tamaño población de una determinada especie, etc. En tal caso, el índice se debería denominar de una manera más general como CE (Conectividad Equivalente), al no referirse necesariamente a un área de bosque, permaneciendo por lo demás su definición, forma de cálculo y propiedades invariables. No obstante, en el estudio que aquí nos ocupa consideraremos el área de bosque en las teselas y el índice ACE expresado en unidades de superficie tal y como se acaba de describir.

La cartografía CORINE Land Cover (1990-2006)

CORINE Land Cover (CLC) es una cartografía de tipos de cubiertas desarrollada de manera conjunta y armonizada para toda Europa (BOSSARD *et al.*, 2000). Ha sido realizada en tres fechas diferentes (1990, 2000 y 2006) con la misma leyenda, metodología y escala (1:100.000 y una unidad mínima cartografiada de 25 ha). CLC se ha generado en formato vectorial a partir de la fotointerpretación de imágenes de satélite y otra información auxiliar, diferenciando un total de 44 clases. De éstas se consideraron para este estudio las teselas (polígonos vectoriales) correspondientes a las clases 3.1, 3.2 y 3.3 (bosque de coníferas, bosque de frondosas y bosque mixto) en las nueve provincias de Castilla y León, y se cuantificaron los cambios de 1990 a 2000 y de 2000 a 2006 (además del cambio global de 1990 a 2006). CLC define los bosques como aquellas áreas cubiertas por arbolado con una altura de al menos 5 m y una fracción de cabida cubierta arbolada de al menos el 30%.

El sistema de seguimiento SISPARES (1956-1998)

El Sistema para el Seguimiento de los Paisaje Rurales Españoles (SISPARES) (<http://www.sispares.com>) tiene por objetivo facilitar la evaluación de los cambios en los paisajes españoles desde mediados del siglo XX. Para ello se ha diseñado REDPARES, una red permanente de muestras de paisaje (GONZÁLEZ-ÁVILA y ELENA-ROSSELLÓ, 2009) compuesta por un total de 215 muestras territoriales en toda España, cada una de ellas con una extensión de 4 x 4 km². En cada una de estas muestras se fotointerpretaron, con una unidad mínima cartografiada de 1 ha, los tipos de cubierta en tres fechas (1956, 1984 y 1998) a partir de fotografías aéreas escaneadas con una escala media 1:30.000 en las dos primeras fechas y de fotografías aéreas digitales con un tamaño de píxel de 1 m en la última fecha, junto con visitas de campo para la comprobación y en su caso corrección de las fotointerpretaciones efectuadas. Para este estudio se seleccionaron las teselas de bosque (fracción de cabida cubierta no inferior al 20%) en cada una de las 34 muestras SISPARES con presencia de masas forestales arboladas en el periodo 1956-1998 en Castilla y León, cuantificándose los cambios de 1956 a 1984 y de 1984 a 1998 (además del cambio global de 1956 a 1998). Los procesos de cambio en algunas de estas muestras se ilustran en el Gráfico 1.

Análisis de conectividad con el programa informático CONEFOR SENSINODE

Dentro de cada una de las provincias (datos CORINE) o muestras SISPARES se determinó la superficie cubierta por bosques (A) y la distancia mínima entre los bordes de cada par de teselas mediante la extensión CONEFOR Inputs para ArcGIS. Para el cálculo de la probabilidad de dispersión directa entre cada par de teselas (p_{ij}) se utilizó una función exponencial decreciente de la distancia entre teselas, de manera que $p_{ij}=1$ para teselas adyacentes y $p_{ij}=0,5$ para la distancia mediana de dispersión (d) considerada. Se fijaron distintos valores de d para cubrir las capacidades de movimiento de distintos tipos de especies forestales, pero teniendo en cuenta que la extensión de las provincias o muestras estudiadas limita el rango de distancias al que se puede extender el estudio de los flujos relacionados con la conectividad ecológica (d debe ser claramente inferior a la dimensión lineal máxima del territorio estudiado), así como que no es posible estudiar valores de d demasiado pequeños que se encuentren por debajo del margen de error en la posición de los contornos de las teselas de bosque impuesto por la propia escala de la información cartográfica de partida. Por ello, para las

provincias con datos CORINE se estudió la conectividad para $d=1, 5, 10$ y 25 km, y para las muestras SISPARES, con una escala mucho más detallada y también una extensión espacial mucho menor, se fijaron las distancias $d=100, 200, 500$ y 1000 m.

Con el programa informático CONEFOR SENSINODE (SAURA y TORNÉ, 2009), disponible en <http://www.conefor.org>, se calcularon las p_{ij} y p^*_{ij} entre cada par de teselas y los valores del índice ACE para cada provincia, muestra SISPARES, fecha y distancia de dispersión, de donde se derivaron las variaciones relativas dACE correspondientes, que se compararon con dA. En la Tabla 1 se muestran los valores de dA y dACE para los casos contemplados en el Gráfico 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el conjunto de toda Castilla y León tanto la superficie forestal arbolada como la conectividad de los bosques se incrementaron en todos los periodos evaluados y según las dos fuentes de datos analizadas (Tablas 2 y 3). No obstante, las variaciones en el último periodo (2000-2006) fueron mucho menores que las ocurridas en las décadas anteriores (Tabla 2). El periodo de mayor dinamismo y expansión de la cubierta forestal y de su grado de conectividad se sitúa en torno a la década de los noventa (periodo 1990-2000 para CORINE y 1984-1998 para SISPARES), con los dACE más elevados y en mayor medida superiores a dA (Tablas 2 y 3).

Estas dinámicas son atribuibles principalmente al éxito de las repoblaciones efectuadas durante la segunda mitad del siglo XX y a los procesos de reducción de la población rural y de abandono de tierras agrícolas que han sido progresivamente colonizadas por la vegetación forestal, cuyos efectos parecen no obstante haberse atenuado considerablemente durante los primeros años del siglo XXI. Esta evolución progresiva no se ha visto truncada por la creciente frecuencia y extensión de fuegos forestales, especialmente abundantes en Zamora y León.

En siete de las nueve provincias de Castilla y León se reprodujeron las pautas de cambio generales descritas en el periodo 1990-2006, aunque con notables diferencias en cuanto a su intensidad, destacando los grandes incrementos de conectividad en Soria y Zamora (Graf. 2). En concreto, Soria fue la provincia en la que se dio la mayor diferencia entre dACE y dA (véanse los valores para $d=1$ km en el Gráfico 2), debido a la disposición especialmente favorable de la forestación ocurrida en dicho periodo (Graf. 3). En cambio, en Valladolid y Salamanca se detectaron ligeras pérdidas de conectividad para alguna de las distancias de dispersión (Graf. 2) debido a que, aunque hubo incrementos netos de superficie arbolada, los bosques que se perdieron jugaban un papel más importante como elementos conectores que las zonas en las que se expandió el bosque en estas provincias entre 1990 y 2006. A diferencia del periodo 1990-2000, entre 2000 y 2006 la mayoría (cinco) de las provincias presentaron pérdidas, aunque ligeras, en la conectividad de sus bosques.

En las muestras SISPARES hubo una mayor variabilidad que a nivel provincial (véanse algunos ejemplos en el Gráfico 1 y los valores de dA y dACE resultantes en la Tabla 1), como cabía esperar dada la escala más local de estas muestras. En torno al 64% de las

muestras presentaron mejoras en la conectividad ($dACE > 0$) en el periodo 1956-1984, porcentaje que se amplió hasta el 73% para los cambios ocurridos entre 1984 y 1999.

A pesar de las evidentes diferencias entre los datos CORINE y SISPARES (referidas a la escala y nivel de detalle en la fotointerpretación, la definición de bosque adoptada, y los propios periodos de tiempo considerados), ambas fuentes de datos coinciden en señalar un incremento tanto en dA como en $dACE$, y mayor en esta última variable. Mientras que mediante CORINE se evalúan de manera completa los cambios acaecidos en Castilla y León, con SISPARES se hace una estimación de los cambios totales a partir de una muestra que lleva asociado un determinado error de muestreo. Como prueba de la coherencia de los resultados obtenidos a partir de ambas fuentes de datos, la tasa media anual estimada a partir de CORINE en el periodo 1990-2000 queda situada dentro del intervalo de confianza que se deriva de la muestra SISPARES para el periodo 1984-1998. Dado que el papel conector de un determinado elemento en el paisaje queda, para una misma distancia de dispersión ($d=1$ km), más limitado espacialmente en las muestras SISPARES que en las provincias CORINE (en este último caso son muchas más las teselas de bosque que se pueden beneficiar de dicho elemento conector al ser mayor la extensión contemplada), para $d=1$ km $dACE$ es 1,8 veces mayor que dA según los datos CORINE 1990-2000 mientras que es sólo 1,2 veces mayor que dA según SISPARES para el periodo 1984-1998.

A medida que se incrementa la distancia de dispersión considerada, las diferencias entre $dACE$ y dA tienden a reducirse a la par que los propios valores de $dACE$ (Tablas 2 y 3, Graf. 2). En efecto, para especies con capacidades de movimiento muy elevadas todas las teselas de bosque, aunque estén físicamente separadas e incluso alejadas entre sí, pasan a ser percibidas como única unidad funcionalmente conexas antes y después de los cambios, lo que hace coincidir los valores de dA y $dACE$ del mismo modo que cuando todo el hábitat está reunido en una única tesela de bosque, como en las muestras de Las Rozas y Santo Domingo de Silos del Gráfico 1.

Son precisamente las especies con distancias de dispersión más modestas las que se ven afectadas en mayor medida (ya sea positiva o negativamente) por los cambios en la distribución y configuración espacial de los bosques y las que responden a los mismos de una manera más diferenciada respecto a lo que cabría esperar simplemente atendiendo a los cambios en la cantidad de hábitat (dA). Este es habitualmente el caso

de la dispersión de reptiles, anfibios, conejos, pequeños roedores, aves paseriformes, y de semillas anemócoras, que rara vez superan una d de 1 km (KUENKELE y VON HOLST, 1996; SUTHERLAND *et al.*, 2000; TACKENBERG *et al.*, 2003; SMITH y GREEN, 2005; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2006; VITTOZ y ENGLER, 2007), y que por tanto dependen en mayor medida de la presencia de determinados elementos conectores que les permitan alcanzar una mayor cantidad del bosque existente en el paisaje. Por el contrario, las especies con mayores masas corporales, áreas de campeo y movilidad, tales como lobos y otros cánidos, cérvidos, martas y otros grandes mamíferos carnívoros, o la mayoría de aves de presa (Accipitriformes, Strigiformes) presentan capacidades de dispersión del orden de los 10-25 km o superiores (SUTHERLAND *et al.*, 2000; BOWMAN *et al.*, 2002; BLANCO y CORTÉS, 2007; LOE *et al.*, 2009), y por tanto son comparativamente menos sensibles a los cambios en la configuración espacial del bosque, pudiéndose predecir en mayor medida los impactos sobre sus poblaciones en función únicamente de los cambios en la cantidad de hábitat forestal (dA).

CONCLUSIONES

La conectividad de los bosques de Castilla y León experimentó una notable mejoría durante la segunda mitad del siglo XX (especialmente durante sus últimos diez o quince años), incrementándose en mayor medida que la propia superficie arbolada. Ello indica que las nuevas zonas de bosque quedaron situadas de manera que fueron capaces de jugar un papel conector especialmente beneficioso en términos del intercambio de flujos ecológicos entre el resto de zonas de hábitat forestal. Las dos fuentes de datos utilizadas (CORINE y SISPARES) coinciden en señalar dichas tendencias evolutivas. Sin embargo, estos incrementos parecen haberse ralentizado durante los primeros años del siglo XXI, detectándose incluso tendencias negativas, desde el punto de vista ecológico, en cerca de la mitad de las provincias. La próxima actualización prevista de la red SISPARES con fotogramas del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea permitirá arrojar más luz sobre los cambios en este periodo más reciente.

El índice del Área Conexa Equivalente cuenta con una base metodológica y conceptual sólida y permite al gestor estimar el impacto de los cambios en la configuración espacial de los bosques en los procesos ecológicos asociados a la conectividad del paisaje, así

como interpretar de una manera sencilla en qué medida las medidas de reforestación son más o menos eficientes para fomentarla (en términos del grado de mejora en la conectividad por unidad de superficie reforestada).

Aunque aquí hemos aplicado el índice ACE a los bosques de Castilla y León entre 1956 y 2006, el mismo índice y enfoque se puede aplicar a otras zonas de estudios y escalas, desde la planificación a escala de monte o comarca, en la que se valoren la adecuación y sostenibilidad de las medidas de gestión (pasadas y previstas) en los proyectos de ordenación o los planes de ordenación de los recursos forestales, hasta indicadores de sostenibilidad y programas de seguimiento de los cambios en los ecosistemas forestales de ámbito nacional o continental. Del mismo modo, en el índice ACE se puede integrar el efecto barrera de las infraestructuras viarias o la heterogeneidad de la matriz del paisaje allí donde éstas tengan un efecto considerable sobre los procesos ecológicos considerados.

El potencial de aplicación del índice ACE se ve reforzado por el hecho de que el programa informático requerido para su cálculo (CONEFOR SENSINODE) es de uso libre y código abierto, pudiéndose descargar, junto con extensiones específicas para ArcGIS, desde <http://www.conefor.org>. Este programa ha sido utilizado en numerosas aplicaciones relacionadas con la conectividad del paisaje en diversos países del mundo, como se puede ver en <http://www.conefor.org/applications.html>.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha desarrollado en el marco del proyecto DECOFOR (“Development of improved methods and quantitative tools for the analysis of landscape connectivity and their application to forest planning and monitoring”, AGL2009-07140/FOR) financiado por el Plan Nacional de I+D+I (Ministerio de Ciencia e Innovación).

BIBLIOGRAFÍA

BLANCO, J.C.; CORTÉS, Y.; 2007. Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273, 114-124.

BOSSARD, M.; FERANEC, J.; OTAHEL, J.; 2000. *The Corine Land Cover technical guide. An addendum*. Technical report 40, European Environment Agency, Copenhagen. <http://reports.eea.europa.eu/tech40add/en>.

BOWMAN, J.; JAEGER, J.A.G.; FAHRIG, L.; 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83, 2049-2055.

CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M.; 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Nueva York.

EUROPARC-ESPAÑA, 2009. *Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos*. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los espacios naturales (FUNGOBE). Madrid.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2009. *Progress towards the European 2010 biodiversity target - indicator factsheets* (compendium to EEA report 4/2009). European Environmental Agency technical report 5/2009. ISSN 1725-2237.

GONZÁLEZ-ÁVILA, S.; ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2009. SISPARES: cartografía nacional del patrón y cambio de los paisajes rurales españoles. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 29: 15-23.

GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C.; BURCZYK, J.; NATHAN, R.; NANOS, N.; GIL, L.; ALÍA, R.; 2006. Effective gene dispersal and female reproductive success in Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton). *Molecular Ecology* 15, 4577–4588.

KUENKELE, J.; VON HOLST, D.; 1996. Natal dispersal in the European wild rabbit. *Animal Behaviour* 51, 1047-1059.

LOE, L.E.; MYSTERUD, A.; VEIBERG, V.; LANGVATN, R.; 2009. Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B* 276, 2581-2587.

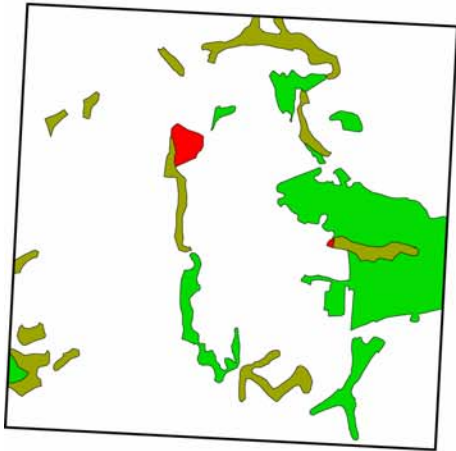
- PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, 959–967.
- SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L.; 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83, 91–103.
- SAURA, S.; TORNÉ, J.; 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24, 135-139.
- SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M.; 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators* 11, 407-416.
- SAURA, S.; RUBIO, L.; 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33, 523-537.
- SMITH, M.A.; GREEN, D.M.; 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28, 110-128.
- SUTHERLAND, G.D.; HARESTAD, A.S.; PRICE, K.; LERTZMAN, K.P.; 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* 4, 16. <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.
- TACKENBERG, O.; POSCHOLD, P.; BONN, S.; 2003. Assessment of wind dispersal potential in plant species. *Ecological Monographs* 73, 191-205.
- VITTOZZ, P.; ENGLER, R.; 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica* 117, 109–124.

GRÁFICOS

Gráfico 1. Los casos más representativos de cambios en la superficie de bosque (dA) y su conectividad ($dACE$) ilustrados mediante las transformaciones reales ocurridas en los paisajes correspondientes a diferentes muestras SISPARES de Castilla y León (cada una de ellas con una extensión de $4 \times 4 \text{ km}^2$). Se indica el municipio y provincia al que pertenece la muestra y el periodo en el que han ocurrido los cambios (se pueden encontrar más detalles sobre cada una de estas muestras en www.sispares.com). Los casos corresponden al incremento de conectividad superior al incremento de superficie de bosque ($dACE > dA > 0$), incremento de conectividad inferior al incremento de superficie de bosque ($dA > dACE > 0$), incremento de conectividad igual (o similar) al incremento de superficie de bosque ($dACE = dA > 0$), pérdida de conectividad igual (o similar) a la pérdida de superficie de bosque ($dACE = dA < 0$), pérdida de conectividad mayor que la pérdida de superficie de bosque ($dACE < dA < 0$), y pérdida de conectividad menor que la pérdida de superficie de bosque ($dA < dACE < 0$). Las relaciones numéricas de estos casos se cumplen para todas las distancias de dispersión consideradas en las muestras SISPARES, aunque los valores de dA y $dECA$ tienden a ser más próximos para distancias de dispersión mayores. En la Tabla 1 se incluyen los valores de dA y $dACE$ resultantes en todas estas muestras para una distancia de dispersión mediana de 200 m y 500 m.

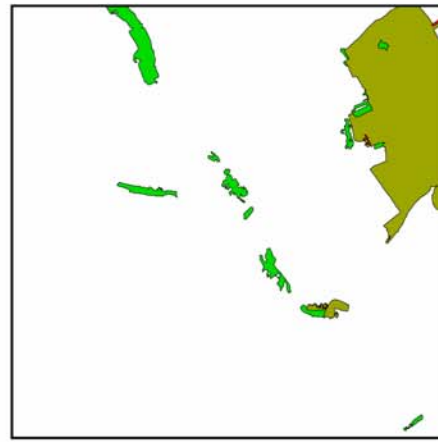
 Bosque estable  Deforestación  Forestación

$dACE > dA > 0$



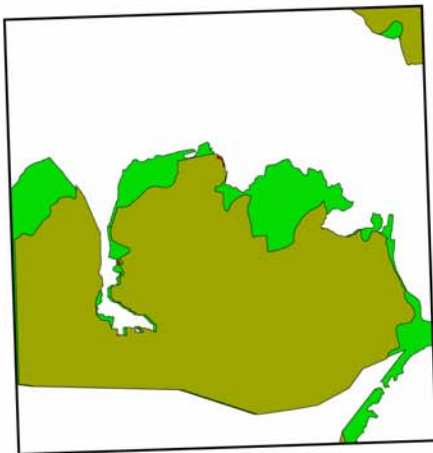
Famoselle (Salamanca) 1984-1998

$dA > dACE > 0$



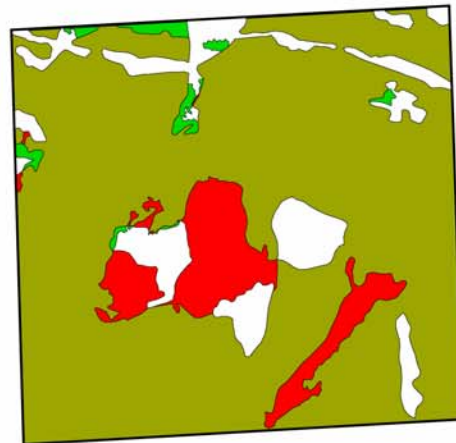
Santa María del Páramo (León) 1956-1998

$dACE = dA > 0$



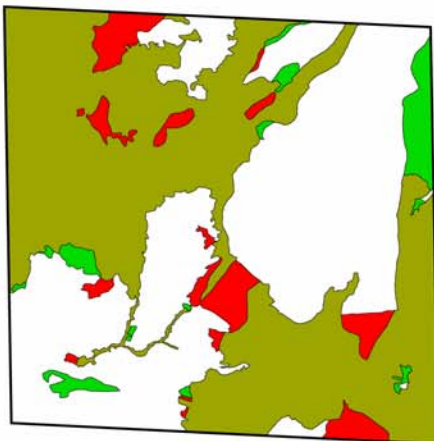
Las Rozas (Burgos) 1956-1984

$dACE = dA < 0$



Santo Domingo de Silos (Burgos) 1984-1998

$dACE < dA < 0$



Bembibre (León) 1984-1998

$dA < dACE < 0$



Burón (León) 1956-1998

Gráfico 2. Cambios porcentuales en la superficie de bosque (dA) y en el área conexas equivalente (dACE) entre 1990 y 2006 evaluados a partir de los datos del CORINE Land Cover para distancias medianas de dispersión de 1 y 25 km en cada una de las provincias de Castilla y León.

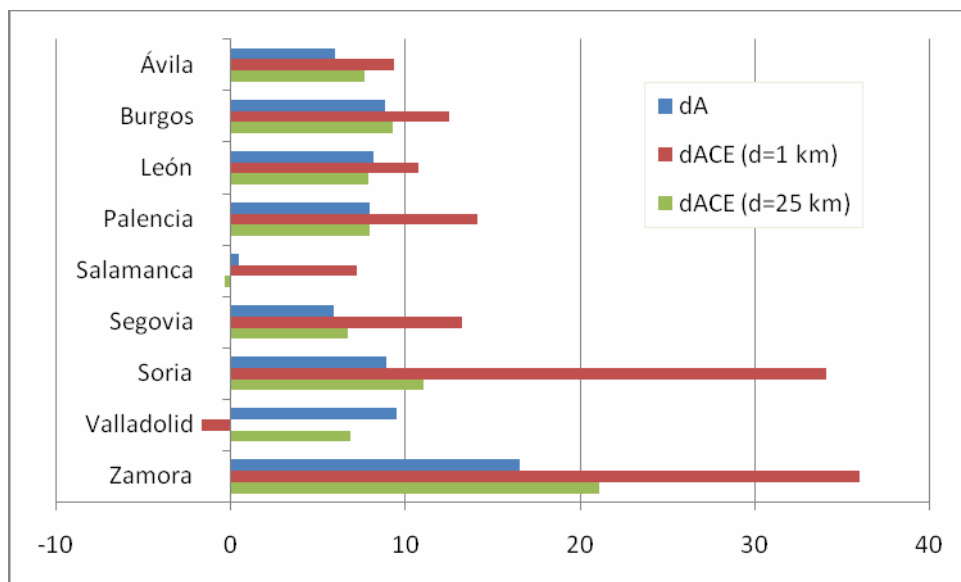
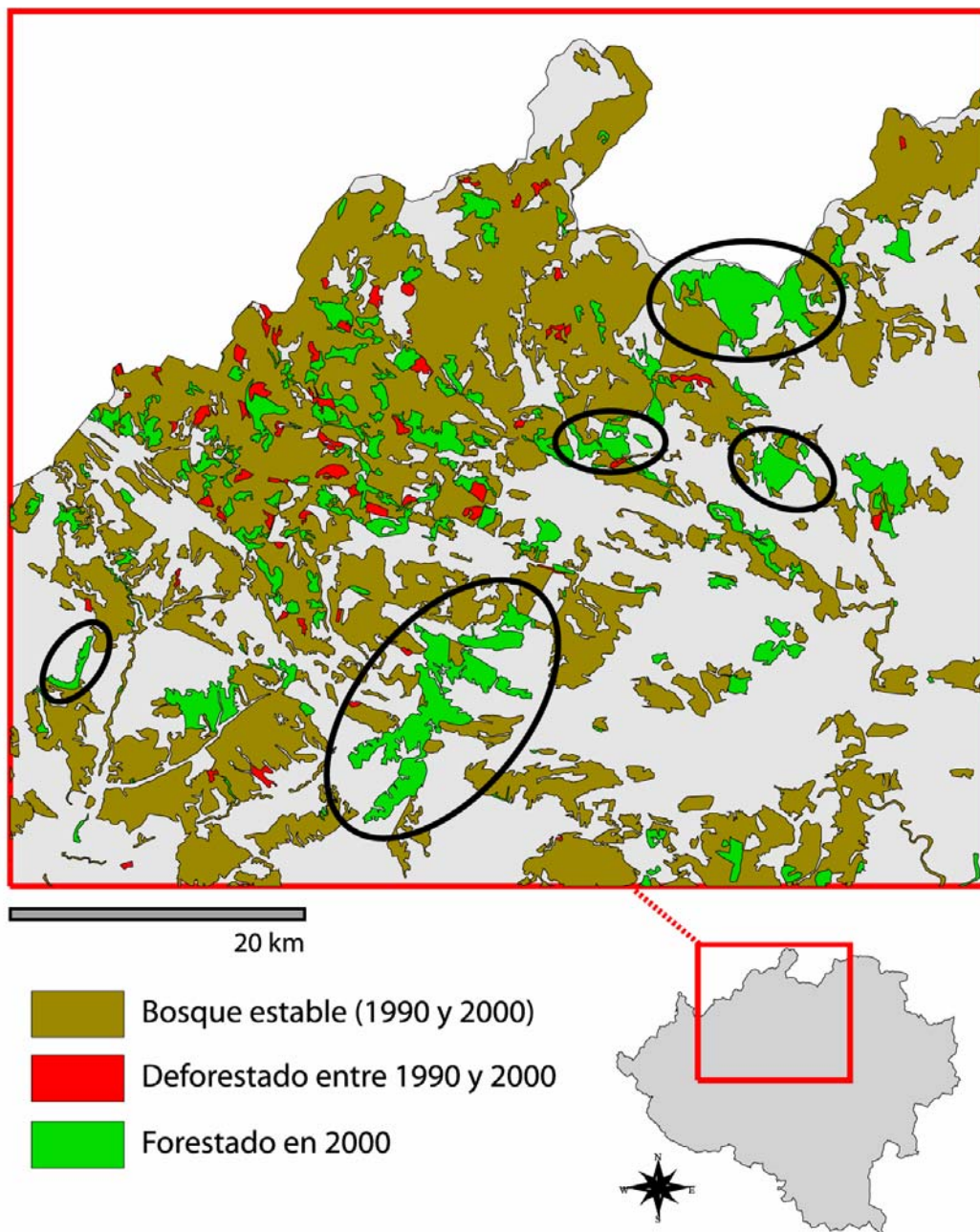


Gráfico 3. Detalle de los cambios en la distribución de los bosques entre 1990 y 2000 en el norte de Soria, una de las zonas más dinámicas dentro de esta provincia, evaluados a partir de los datos CORINE Land Cover. Las elipses de contorno negro señalan algunas de las zonas en las que la reforestación ha propiciado un mayor incremento en la conectividad al actuar como elementos conectores entre otras teselas de bosque. Precisamente es en la provincia de Soria donde las nuevas zonas de bosque han tenido un mayor rendimiento en términos de conectividad (diferencia entre dACE y dA) para una distancia mediana de dispersión de 1 km.



TABLAS

Tabla 1. Valores de dACE y dA para cada uno de los cambios en las muestras SISPARES (4 x 4 km²) contempladas en el Gráfico 1. Se muestran los valores de dACE correspondientes a las distancias medianas de dispersión de 200 y 500 m.

Muestra SISPARES y tipo de cambio	dA	dACE (%)	dACE (%)
	(%)	<i>d</i> =200 m	<i>d</i> =500 m
Fermoselle 1984-1998 (dACE > dA > 0)	201	438	343
Santa María del Páramo 1956-1998 (dA > dACE > 0)	20	4	7
Las Rozas 1956-1984 (dA = dACE > 0)	22	22	22
Santo Domingo de Silos 1984-1998 (dA = dACE < 0)	-9	-9	-9
Bembibre 1984-1998 (dACE < dA < 0)	-4	-19	-12
Burón 1956-1998 (dA < dACE < 0)	-9	-5	-7

Tabla 2. Valores medios de dA y dACE (para cuatro distancias medianas de dispersión *d*) en las nueve provincias de Castilla y León evaluados a partir de la cartografía CORINE Land Cover. Se muestra tanto la tasa de variación total como la tasa de variación media anual en cada uno de los periodos considerados.

	Periodo					
	1990-2000		2000-2006		1990-2006	
	Total	Anual	Total	Anual	Total	Anual
dA (%)	7,9	0,79	0,2	0,03	8,0	0,50
dACE (<i>d</i> =1 km) (%)	14,5	1,45	0,8	0,13	15,1	0,94
dACE (<i>d</i> =5 km) (%)	10,3	1,03	0,4	0,07	10,5	0,66
dACE (<i>d</i> =10 km) (%)	9,5	0,95	0,2	0,03	9,5	0,59
dACE (<i>d</i> =25 km) (%)	8,8	0,88	0,0	0,00	8,7	0,54

Tabla 3. Valores medios de dA y dACE (para cuatro distancias medianas de dispersión d) en las 34 muestras SISPARES en Castilla y León. Se muestra tanto la tasa de variación total como la tasa de variación media anual en cada uno de los periodos considerados.

	Periodo					
	1956-1984		1984-1998		1956-1998	
	Total	Anual	Total	Anual	Total	Anual
dA (%)	15,4	0,55	17,3	1,24	34,5	0,82
dACE ($d=100$ m) (%)	24,4	0,87	26,4	1,89	53,6	1,28
dACE ($d=200$ m) (%)	21,2	0,76	26,2	1,87	51,0	1,21
dACE ($d=500$ m) (%)	18,0	0,64	23,2	1,66	44,6	1,06
dACE ($d=1000$ m) (%)	16,7	0,60	20,8	1,49	40,4	0,96

FOTOGRAFÍAS



Foto 1. Paisaje forestal en Burón (León). Autor: Ramón Elena Roselló.



Foto 2. Paisaje forestal en Fermoselle (Salamanca). Autor: Ramón Elena Roselló.



Foto 3. Paisaje forestal en Santo Domingo de Silos (Burgos). Autor: Ramón Elena Roselló.