



# Infraestructura Verde para la Adaptación de la Ordenación Territorial al Cambio Climático

Informe técnico: Metodologías para la delimitación de corredores ecológicos

8 de septiembre de 2021

Organiza:



Con el apoyo de:



GOBIERNO DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



Oficina Española de Cambio Climático

## Contenido

---

Introducción .....	2
Variables .....	3
Metodología.....	6
Selección de especies a considerar en la delimitación de corredores .....	6
Cálculo de los mapas de probabilidad de presencia .....	7
Cálculo de los mapas de resistencia .....	7
Cálculo de los caminos de menor resistencia .....	9
Delimitación de corredores ecológicos .....	10
Bibliografía.....	11

Organiza:



Con el apoyo de:



## Introducción

En la estrategia estatal de infraestructura verde (Valladares et al., 2017) se definen los corredores ecológicos como los elementos que garantizan la conectividad ecológica entre las zonas núcleo de la infraestructura verde. Estas zonas núcleo son elementos destinados a la conservación de áreas de alto valor natural que corresponden en su mayoría con los espacios de la Red Natura 2000.

La conectividad ecológica es fundamental para mitigar los impactos del cambio climático en la biodiversidad y otros valores naturales. Esto se debe a que al aumentar la movilidad de una especie entre diferentes hábitats, se incrementa su acceso a los recursos y se facilita su desplazamiento para adaptarse a cambios (Dennis et al., 2013). A su vez, la conectividad ecológica fomenta la provisión de servicios ecosistémicos que contribuyen a mitigar impactos del cambio climático como el control de plagas o la polinización (Mitchell et al., 2015).

Existen dos tipos de conectividad ecológica (Tischendorf & Fahrig, 2000): La conectividad estructural y la conectividad funcional. La primera se basa en la conectividad de los elementos del paisaje y no tiene en cuenta los hábitos de movilidad de las especies. La segunda tiene en cuenta los hábitos de movilidad de las especies y cómo estos influyen en la permeabilidad de un paisaje a sus desplazamientos. Existen numerosos métodos de delimitación de corredores ecológicos basados en la conectividad estructural, ya que son sencillos de aplicar y la información necesaria está disponible públicamente, como por ejemplo, mapas de usos del suelo. No obstante, la conectividad estructural no garantiza el movimiento de una especie entre dos hábitats (Reding et al., 2013); pues dos hábitats pueden estar muy próximos pero haber barreras entre ellos para el paso de determinadas especies. Por ello, es necesario analizar la conectividad estructural. No obstante, la información sobre los hábitos de movilidad de las especies es costosa y frecuentemente difícil de obtener (Bolliger & Silbernagel, 2020), más aún si tenemos en cuenta la movilidad de varias especies a la hora de delimitar corredores a escala territorial que garanticen conectividad ecológica para un amplio número de especies.

A continuación, se presenta una metodología basada en la conectividad funcional para delimitar corredores ecológicos entre zonas núcleo de una infraestructura verde. El método emplea un modelo de distribución de especies para calcular mapas de probabilidad de presencia de especies a partir de una serie de variables bioclimáticas y biogeográficas. El modelo empleado es el de máxima entropía (MaxEnt) (Phillips et al., 2006), que ha demostrado su eficacia en la obtención de mapas de probabilidad de presencia a partir de datos de presencia de especies escasos (Elith et al., 2006; Fois et al., 2018). Esto ofrece flexibilidad para analizar los hábitos de movilidad de numerosas especies a partir de datos públicamente disponibles como el Inventario Nacional de Especies Terrestres (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) 2012), datos geográficos obtenidos del Instituto Geográfico Nacional (IGN) o variables bioclimáticas descargadas de la base de datos Worldclim (<https://www.worldclim.org/>).

En la metodología propuesta se emplean los mapas de probabilidad de presencia de una serie de especies obtenidos mediante MaxEnt como aproximación a la resistencia del territorio a su movilidad. Estos mapas se combinan con mapas de resistencia de la pendiente, las redes de

Organiza:



Con el apoyo de:



transporte y la densidad de población para generar mapas de resistencia a la movilidad para cada especie considerada. Finalmente, los mapas de resistencia se utilizan como entrada de un modelo de teoría de grafos para determinar los caminos de menor resistencia entre las áreas núcleo de la IV donde las especies consideradas están presentes. Estos caminos de menor resistencia sirven de base para establecer los corredores ecológicos.

A continuación, se presentan las variables empleadas para calibrar MaxEnt y una descripción más detallada de la metodología empleada.

## Variables

---

El modelo MaxEnt, relaciona los datos de presencia y ausencia de las especies consideradas en la malla de 10x10km del Inventario Nacional de Especies Terrestres (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2012) con las variables bioclimáticas y biogeográficas tenidas en cuenta. Una vez calibrado el modelo a una resolución de 10x10km se ejecuta introduciendo las variables a una resolución de 1x1km para obtener mapas de probabilidad de presencia para el área de estudio a esta resolución.

Los datos empleados para obtener la información necesaria para calibrar el modelo de MaxEnt son los siguientes:

- Inventario Nacional de Especies Terrestres (Cuadrícula UTM 10x10 km). (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2012). <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.aspx>
- Modelo Digital del Terreno de 25 m (MDT25) de resolución del IGN. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Mapa de la red Hidrográfica del IGN. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Mapa de redes de transporte del IGN. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Núcleos de Población y número de habitantes del Nomenclátor (IGN). <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- CORINE Land Cover del 2018 del IGN. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Variables bioclimáticas descargadas de Worldclim (<https://www.worldclim.org/>)

Los datos de presencia y ausencia de cada especie se generan asignando un 1 a las celdas de la cuadrícula del inventario donde la especie está presente y un 0 a las cuadrículas donde la especie no está presente.

Organiza:



Con el apoyo de:



Los datos de la red hidrográfica, redes de transporte, modelos digitales del terreno y núcleos de población citados se procesan de la siguiente manera para obtener variables de entrada al modelo:

- A partir del MDT25 se obtienen mapas de pendientes y altitud. En el caso de la pendiente se emplea la herramienta “terrain” del paquete “raster” del software estadístico “R”. También se puede emplear la herramienta “pendiente” de QGIS.
- Se generaron mapas ráster de distancia a la red hidrográfica y a las redes de transporte. Para ello se rasterizan los mapas de redes hidrográficas con la herramienta “rasterizar” de QGIS y luego se calcula la distancia con la herramienta “Proximidad (distancia raster)” del mismo programa
- Se obtuvo un mapa de densidad de población rasterizando los datos de población por núcleo del mapa shape de puntos del nomenclátor a una resolución de 100 x100 m. Al mapa rasterizado se le pasó un filtro de 11x11 celdas que asigna a la celda central la suma de los valores de las celdas que se encuentran dentro del filtro. Para aplicar el filtro se puede emplear la herramienta “focal” del paquete de herramientas “raster” del software estadístico “R”. También se puede emplear la herramienta “r.mfilter” del paquete “Grass” de QGIS

Estas variables, junto con las variables bioclimáticas obtenidas de Worldclim se remuestran a una resolución de 100x100 metros mediante un método de interpolación bilinear de manera que todas tengan la misma resolución. Para ello se recomienda emplear la herramienta “resample” del paquete “raster” de R o bien la herramienta “r.resample” del paquete “Grass” de QGIS:

A continuación, es necesario extraer valores de cada variable para las cuadrículas de 10x10 km del Inventario Nacional de Especies Terrestres. Los valores de las variables para cada cuadrícula se obtienen calculando el valor medio para cada celda mediante estadísticas zonales a través de la herramienta “exact\_extract” del paquete “exactextractr” del software estadístico R o bien la herramienta “Estadísticas zonales” de QGIS. Este proceso se repite para obtener variables para una cuadrícula de 1x1km, con el fin de introducirlas en el modelo calibrado y generar los mapas de probabilidad de presencia de especies a una resolución mayor.

En el caso de los usos del suelo, las categorías del CORINE se reclasifican para que sean lo más similares posible a los hábitats principales del área de estudio (tabla 1). Luego se calcula el porcentaje de cada cobertura dentro de cada celda del Inventario Nacional de Especies Terrestres con el software Fragstats que está disponible en el software estadístico R a través del paquete “landscapemetrics”. Se repite esta operación para una cuadrícula de 1x1km con el fin de obtener datos a esta resolución con los que ejecutar el modelo una vez calibrado

Tabla 1. Categorías iniciales y reclasificadas CORINE

CORINE 2018 categorías	CORINE Categorías simples
Tejido urbano continuo	Coberturas artificiales
Tejido urbano discontinuo	Área semi-natural

Organiza:



Con el apoyo de:



CORINE 2018 categorías	CORINE Categorías simples
Unidades industriales o comerciales	Coberturas artificiales
Redes de carreteras y ferrocarriles y terrenos asociados	Coberturas artificiales
Zonas portuarias	Coberturas artificiales
Aeropuertos	Coberturas artificiales
Sitios de extracción de minerales	Yermo
Vertederos	Coberturas artificiales
Sitios de construcción	Coberturas artificiales
Zonas urbanas verdes	Área semi-natural
Instalaciones deportivas y de ocio	Área semi-natural
Tierras cultivables de secano	Agricultura de baja intensidad
Tierras de regadío permanente	Agricultura
Campos de arroz	Agricultura
Viñedo	Agricultura
Árboles frutales y plantaciones de bayas	Agricultura
Olivares	Agricultura de baja intensidad
Pastos	Agricultura
Cultivos anuales asociados a cultivos permanentes	Agricultura
Patrones de cultivo complejos	Agricultura de baja intensidad
Tierra ocupada principalmente por la agricultura con áreas importantes de vegetación natural	Agricultura de baja intensidad
Áreas agroforestales	Agricultura de baja intensidad
Bosque caducifolio	Bosque caducifolio
Bosque de coníferas	Bosque de coníferas
Bosque mixto	Bosque mixto
Pastizales naturales	Agricultura de baja intensidad
Moras y brezales	Matorral
Vegetación esclerófila	Matorral
Arbolado de transición	Arbolado de transición
Playas-dunas-arenas	Playas
Rocas desnudas	Roquedo
Áreas con poca vegetación	Yermo
Área quemada	Área quemada
Marismas interiores	Agua continental
Turberas	Agua continental
Marismas	Agua marina
Salinas	Agua marina
Pisos intermareales	Agua marina
Cursos de agua	Agua continental

Organiza:



Con el apoyo de:



CORINE 2018 categorías	CORINE Categorías simples
Láminas de agua	Agua continental
Lagunas costeras	Agua marina
Estuarios	Agua marina
Mar y océano	Agua marina

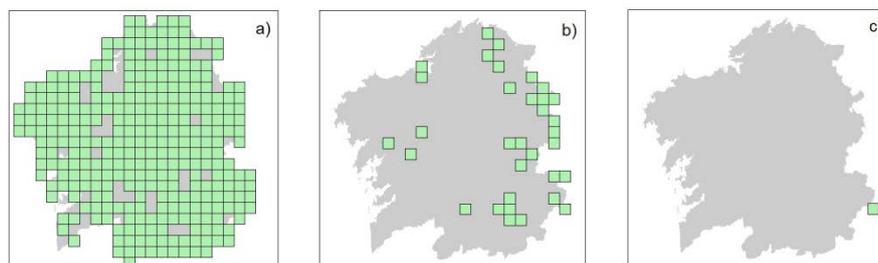
A la hora de calibrar el modelo, es conveniente hacerlo para un área mayor que el área de estudio. De esta manera se dispone de más datos de presencia y ausencia de las especies seleccionadas que permiten calibrar mejor los modelos. Preferiblemente, el área seleccionada para obtener los datos de calibrado debe de abarcar las regiones biogeográficas representadas en el área de estudio.

## Metodología

### Selección de especies a considerar en la delimitación de corredores

Las especies a considerar para la obtención de los caminos de menor resistencia que servirán de base para la delimitación de corredores ecológicos (CE), se seleccionan tomando como referencia la metodología propuesta en la Guía Metodológica para la Identificación de la IV española (Ministerio para la Transición Ecológica y el reto demográfico (MITECO), 2020). Esta sugiere seleccionar especies en peligro que están en las listas rojas a nivel de la UE, nacional y regional. Se descartan las especies que solo están presentes en las listas rojas regionales y nacionales pero se localizan en otros países de la UE. De esta lista inicial de especies, sólo se eligen aquellas incluidas en el Inventario de Especies Terrestres de España (Ministerio de Transición Ecológica y Desafío Demográfico (MITECO), 2012) y que están presentes en el área de estudio. Además, como la metodología sólo se centra en delimitar corredores terrestres, no se tienen en cuenta las especies marinas.

Tampoco se consideran aquellas especies que se encuentran ampliamente distribuidas por toda el área de estudio o que están ubicadas sólo en algunos puntos distantes del área de estudio (ejemplos a) y c) de la figura 1).



**Figura 1.** Ejemplos de datos de presencia y ausencia de varias especies obtenidos de la cuadrícula de 10x10 km del Inventario Nacional de Especies Terrestres (MITECO, 2012); a) *Alauda arvensis* y c) *Iberolacerta galani* fueron excluidas del modelo por su amplia y escasa presencia respectivamente. Sólo se consideraron las especies con una distribución del tipo b) *Felis silvestris*.

Organiza:



Con el apoyo de:



Por último, se calibra el modelo de MaxEnt para las especies restantes. La bondad de ajuste del modelo se evalúa teniendo en cuenta el área bajo la curva ROC (AUC). El modelo está mejor ajustado cuanto más próximo sea el AUC a 1. Por ello se descartan las especies para las que el modelo calibrado tienen un AUC inferior a 0,7. Se intenta mantener al menos una especie de cada uno de los taxones (aves, mamíferos, anfibios y reptiles), ya que el objetivo es seleccionar especies que sean representativas de los hábitos de movilidad de un gran número de especies (Caro, 2003). Siguiendo este principio, se intenta seleccionar especies en cada taxón representativas de un hábitat o hábito de movilidad. Por ejemplo, dentro de los mamíferos, *Felis silvestris* es una especie forestal, *Galemys pyrenaicus* está asociado a los ríos y *Rhinolophus ferrumequinum* se desplaza volando.

### Cálculo de los mapas de probabilidad de presencia

Antes de calibrar MaxEnt con los datos de presencia de las especies y las variables para la cuadrícula de 10x10 km, es recomendable analizar las variables que están más correlacionadas con el coeficiente de correlación de Spearman. Se deben de eliminar las variables muy correlacionadas (con índices de Spearman superiores a 0,7 o inferiores a -0,7). Un ejemplo de esto son las variables bioclimáticas relativas a la temperatura que suelen estar muy correlacionadas con la temperatura media anual. Es por lo tanto recomendable tener en cuenta en el modelo esta última y descartar las variables muy correlacionadas con la misma.

Para calibrar el modelo MaxEnt se utiliza el paquete “dismo” del software estadístico R. El modelo se calibra con el 66% de los datos y se emplea el resto de datos para validarlo. Una vez calibrado el modelo para cada especie, se ejecuta introduciendo las variables a 1x1 km de resolución. De esta manera se obtienen los mapas de probabilidad de presencia de las especies a 1x1 km de resolución. El modelo también genera un mapa de zonas potenciales de presencia de la especie. Las áreas seleccionadas como zonas potenciales de presencia son aquellas que tienen un valor de probabilidad mayor que un umbral estimado de manera que se maximicen la coincidencia con las zonas de presencia y ausencia definidas en el Inventario Nacional de Especies Terrestres.

La estimación del mapa de probabilidad de distribución para cada especie a 1x1 km se remuestran a una resolución de 50x50 m mediante un método de interpolación bilineal.

### Cálculo de los mapas de resistencia

Los mapas de resistencia a la movilidad de cada especie se obtienen invirtiendo los mapas de probabilidad de distribución. Es decir, restando el valor de los mapas a 1 de manera que las zonas de menor probabilidad tengan el mayor valor de resistencia (1) y las zonas de mayor probabilidad el menor valor de resistencia (0). Estos mapas de resistencia se combinan con mapas de resistencia de la pendiente, la red de transportes y la densidad de población. Estos últimos mapas se obtienen de la siguiente forma:

- Mapa de resistencia de la pendiente: Se obtiene a partir del MDT25 un mapa ráster de pendientes de 50x50m de resolución. Se asigna una resistencia 0 a las celdas con

Organiza:



Con el apoyo de:



pendientes por debajo del 20%. Los valores de las celdas con pendientes iguales o superiores al 20% se normalizan entre 0 y 1 (ecuación 1), tomando el valor 0 las celdas con el 20% de pendiente y 1 las celdas con el valor de pendiente más alto. La asignación de valores se puede hacer con la herramienta “Reclasificar por tabla” de QGIS o la herramienta “reclassify” del paquete “raster” de R. La normalización se puede hacer con la calculadora ráster de QGIS o bien operando con los ráster directamente en R.

- Mapa de resistencia de la densidad de población: se toma el mapa de densidad de población anteriormente descrito y se resampla a una resolución de 50x50m mediante un método de interpolación bilineal. Se le asigna el valor 0 de resistencia a las celdas con una densidad de población inferior a 50. Los valores de densidad de 50 y superiores se normalizan entre 0 y 1 (ecuación 1), tomando el valor 0 las celdas con una densidad de 50 y 1 las celdas con el valor máximo de densidad.
- Mapa de resistencia de las infraestructuras de transporte: Se rasteriza el mapa de las redes de transporte a una resolución de 50x50m y se asignan valores de resistencia a cada tipo de vía de transporte. Se asigna el valor 1000 de resistencia a autopistas y vías valladas, el valor 50 a carreteras nacionales o regionales con alto volumen de tráfico y el valor 25 a las carreteras secundarias. En el caso de especies de reptiles y anfibios, al tratarse de animales pequeños que pueden pasar por los huecos de las vallas de las infraestructuras de transporte, se asigna el valor 50 a las vías valladas. A las celdas coincidentes con túneles y viaductos se les asigna el valor 0 de resistencia.

Valor normalizado =  $(\text{valor} - \text{valor mínimo}) / (\text{valor máximo} - \text{valor mínimo})$  (ecuación 1)

Por último, los mapas de resistencia anteriormente descritos se combinan en función de los taxones a los que pertenecen las especies consideradas de la siguiente forma:

- Reptiles y anfibios: No se considera la densidad de población ya que se estima que no influye en la movilidad de este taxón por tratarse de animales pequeños en el área de estudio y no necesitar grandes extensiones de hábitat sin perturbar. Por lo tanto, para obtener los mapas de resistencia se suman en la calculadora ráster el mapa de resistencia obtenido del mapa de probabilidad de presencia al mapa de resistencia de la pendiente y se dividen por dos. Al mapa resultante se le agregan los valores de resistencia de las redes de transporte a las celdas que coinciden con estas infraestructuras y tienen un valor de resistencia mayor que 0. Se recomienda hacer esto último con R, empleando el siguiente comando: `resistencia[redes[]>0]<-redes[redes[]>0]`. Sólo es necesario cambiar los nombres “resistencia” y “redes” por los nombres de los objetos que contienen el ráster de resistencia y el ráster de resistencia de redes de transporte respectivamente.
- Mamíferos: se suman los mapas de resistencia de pendiente, densidad de población y el mapa de resistencia derivado del mapa de probabilidad de presencia. Se divide el resultado entre 3 para hallar el valor medio. El mapa resultante se combina con el mapa de resistencia de las redes de transporte, asignando a cada celda coincidente con una vía de transporte el valor de resistencia de la misma, siempre que sea mayor que 0.

Organiza:



Con el apoyo de:



- Aves y murciélagos: Al tratarse de animales que vuelan, se considera que su movilidad no se ve condicionada por la pendiente y las redes de transporte. Por lo tanto, el mapa de resistencia para estas especies se obtiene sumando el mapa de resistencia derivado de la probabilidad de presencia al mapa de resistencia de la densidad de población y dividiendo el resultado entre 2.

### Cálculo de los caminos de menor resistencia

Los caminos de menor resistencia para cada especie considerada se pueden delinear utilizando modelos de teoría de grafos como el modelo de “CostConnectivity” de ArcGIS 10.7 o empleando el software libre [UNICOR](#) (Landguth et al., 2012). Estos modelos consideran un conjunto de nodos (o vértices) que se van a unir por enlaces (o aristas) de modo que cada enlace conecta dos nodos por la ruta de menor resistencia (Pascual-Hortal & Saura, 2006). En nuestro caso, los nodos se corresponderían con las zonas de presencia de la especie a conectar a través de corredores ecológicos y los vértices serían los corredores.

Como se ha visto anteriormente los corredores de la infraestructura verde conectan las zonas núcleo de la misma (Valladares et al., 2017) que se corresponden en su mayoría con las áreas de la red Natura 2000. Por lo tanto, los nodos a considerar son las zonas de presencia de las especies que se encuentran en los espacios de la red natura.

Para determinar los nodos de cada especie se cruzan las zonas de presencia potencial obtenidas con MaxEnt, las cuadrículas del Inventario Nacional de Especies Terrestres donde la especie está presente y los espacios de la red natura. El área donde coinciden estas 3 superficies se considera como área de presencia de la especie. Esta operación se puede hacer vectorizando los mapas ráster con la herramienta “Poligonizar (ráster a vectorial)” de QGIS y luego combinando los mapas vectoriales con la herramienta “Cortar” del mismo programa.

Para afinar más la zona de presencia se calcularon mediante estadísticas zonales (herramienta “Estadísticas zonales” de QGIS) las coberturas del CORINE que ocupan una mayor superficie en las zonas de presencia. Finalmente se seleccionan como nodos las 5 coberturas con mayor superficie dentro de las zonas de presencia. De existir información sobre los hábitats de preferencia de la especie, se deberían de tomar las coberturas que se corresponden con estos hábitats. Esta información puede encontrarse en el [Atlas de Especies](#) del Inventario Nacional de Especies Terrestres.

Los nodos y mapas de resistencia para cada especie se introducen en el modelo de teoría de grafos para obtener los caminos de menor resistencia entre nodos. Si los caminos hacen trayectorias raras, se pueden forzar a que pasen por las zonas de menor resistencia aumentando la diferencia entre los valores del mapa de resistencia aplicando la ecuación 2 mediante una calculadora ráster (por ejemplo, la del programa QGIS).

$$\text{"Nuevo mapa de resistencia} = \text{mapa de resistencia} * \exp(\alpha * \text{mapa de resistencia})" \text{ (ec. 2)}$$

La constante  $\alpha$  controla la forma de la curva exponencial con la que se escalan los valores de resistencia; a mayor  $\alpha$  mayor será la diferencia entre los valores.

Organiza:



Con el apoyo de:



## Delimitación de corredores ecológicos

---

Para delimitar los corredores se aplica un buffer de 500m alrededor de los caminos de menor resistencia para cada especie. Se aplica esta distancia porque así se genera una franja de 1 km, coincidente con la resolución de las celdas de los mapas de probabilidad de presencia generados mediante MaxEnt. Los buffer para cada especie se cruzan con los polígonos de las coberturas de CORINE por las que la especie tiene mayor preferencia. Los polígonos seleccionados se emplean como base para delimitar el corredor.

La información sobre las coberturas por las que la especie tiene mayor preferencia se puede obtener a partir del Atlas de Especies del Inventario Nacional de Especies Terrestres. En caso de que no exista esta información en el atlas, se pueden obtener las coberturas seleccionando aquellas de mayor superficie dentro de las zonas de presencia, siguiendo la metodología presentada en el apartado anterior.

Cabe mencionar que el modelo de MaxEnt ofrece entre sus resultados análisis de Jackknife de las variables empleadas en el calibrado del modelo. Estos análisis pueden emplearse para evaluar cuáles son las variables que más contribuyen a determinar la probabilidad de presencia e inferir a partir de esta información cuáles son los factores que influyen en la movilidad de cada especie. Esta información también se puede emplear a la hora de delimitar los corredores a partir de los polígonos de coberturas seleccionados.

Organiza:



Con el apoyo de:



## Bibliografía

- ALEXANDER, R. B., SMITH, R. A., SCHWARZ, G. E. (2000). Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403(6771), 758-761. <https://doi.org/10.1038/35001562>
- BURKHARD, B., KROLL, F., MÜLLER, F. (2010). Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 1-22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- CARRÉ, G., ROCHE, P., CHIFFLET, R., MORISON, N., BOMMARCO, R., HARRISON-CRIPPS, J., KREWENKA, K. et al. (2009). Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133(1-2). 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.001>.
- CHUVIECO, E., AGUADO, I., YEBRA, M., NIETO, H., SALAS, J., MARTÍN, M. P., VILAR, L. et al. (2010). Development of a Framework for Fire Risk Assessment Using Remote Sensing and Geographic Information System Technologies. *Ecological Modelling*, 221(1), 46-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017>
- BOLLIGER, J., & SILBERNAGEL, J. (2020). Contribution of Connectivity Assessments to Green Infrastructure (GI). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(4), 212. <https://doi.org/10.3390/ijgi9040212>
- CARO, T. M. (2003). Umbrella species: Critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation*, 6(2), 171-181. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003214>
- Dennis, R. L. H., Dapporto, L., Dover, J. W., & Shreeve, T. G. (2013). Corridors and barriers in biodiversity conservation: A novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2709-2734. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0540-2>
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., & Huetmann, F. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*(29), 129-151.
- Fois, M., Cuenca-Lombraña, A., Fenu, G., & Bacchetta, G. (2018). Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.07.018>
- Landguth, E. L., Hand, B. K., Glassy, J., Cushman, S. A., & Sawaya, M. A. (2012). UNICOR: A species connectivity and corridor network simulator. *Ecography*, 35(1), 9-14. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07149.x>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el reto demográfico (MITECO). (2012). *Inventario Español de Especies Terrestres*.

Organiza:



Con el apoyo de:



- Ministerio para la Transición Ecológica y el reto demográfico (MITECO). (2020). *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*.
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2015). Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10(9), 094014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094014>
- 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(7), 959-967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Reding, D. M., Cushman, S. A., Gosselink, T. E., & Clark, W. R. (2013). Linking movement behavior and fine-scale genetic structure to model landscape connectivity for bobcats (*Lynx rufus*). *Landscape Ecology*, 28(3), 471-486. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9844-y>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Valladares, F., Gil, P., Forner, A., & and (Coord.). (2017). *Bases Científico-Técnicas Para La Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de La Conectividad y Restauración Ecológicas*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Organiza:



Con el apoyo de:

