



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Testado de metodologías para la planificación de corredores ecológicos en una infraestructura verde regional

LOSADA IGLESIAS, R.¹; GARCÍA LAMPARTE, A.M.¹; SANTÉ RIVEIRA, I.¹; MIRANDA BARROS, D.¹

¹ Laboratorio del Territorio, Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universidad de Santiago de Compostela.

Resumen

Los corredores son el elemento de las infraestructuras verdes que presenta más retos para su delimitación. Esto se debe a que su efectividad a la hora de conectar hábitats depende de los hábitos de movilidad de las diferentes especies. Generalmente, esta información es escasa y costosa de obtener. Más aún si se trata de la delimitación de corredores a escala regional que deben de garantizar la movilidad de numerosas especies.

Los modelos de distribución de especies permiten inferir la aptitud de un paisaje para albergar una especie a partir de datos que suelen estar disponibles públicamente. Esta aptitud se puede emplear como aproximación de la resistencia del paisaje al paso de las especies, abaratando los costes de obtención de esta información para delimitar corredores. En el presente trabajo se analizó la capacidad de los modelos de Máxima Entropía para facilitar la delimitación de corredores ecológicos para *Martes martes* en el País Vasco. Los resultados obtenidos se compararon con los de otros estudios, observándose que los modelos de Máxima Entropía permiten aproximaciones prometedoras. El principal limitante a la hora de optimizar los resultados es la baja resolución de los datos disponibles públicamente.

Palabras clave

Infraestructura verde, corredor ecológico, planificación, conectividad funcional.

1. Introducción

En la Estrategia Europea de Biodiversidad 2030 (COM,2020) se constata el deterioro de los valores naturales en la Unión Europea a pesar de los esfuerzos de conservación realizados. El documento destaca al cambio climático como uno de los 5 factores causantes de la pérdida de biodiversidad. Así mismo, se propone el desarrollo de infraestructuras verdes en los estados miembros como una de las soluciones para mitigar las consecuencias negativas del calentamiento global.

En esta línea, la comunicación de la Comisión Europea “Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa” (COM,2013) sienta las bases para el desarrollo de la Estrategia de Infraestructura Verde Europea. La comunicación compromete a los estados miembros a implementar estrategias de infraestructura verde en línea con la estrategia europea e incluirlas en su planeamiento. No obstante, la planificación de infraestructuras verdes es compleja y las herramientas disponibles para facilitar esta labor no son abundantes (García et al., 2020).

Uno de los elementos de las infraestructuras verdes más relevantes para mitigar los impactos del cambio climático en la biodiversidad son los corredores ecológicos. Esto es así, debido a que contribuyen a incrementar la movilidad de especies conectando poblaciones aisladas o incrementando el hábitat de las mismas y los recursos disponibles para su supervivencia (COM,2020). Por otro lado, el incremento de la conectividad ecológica también favorece la provisión de servicios ecosistémicos de regulación que reducen los impactos del cambio climático, como la

polinización o el control de plagas (Mitchell et al., 2015). Existen numerosas metodologías para delimitar corredores que se basan en analizar cómo están conectados los diferentes hábitats. En ausencia de datos sobre hábitats, también existen metodologías que consideran la conectividad entre las coberturas del suelo. Este tipo de conectividad del paisaje se denomina conectividad estructural. Los datos de coberturas del suelo son fáciles de obtener y debido a esto, las metodologías basadas en conectividad estructural son sencillas de aplicar. Sin embargo, la conectividad estructural no tiene en cuenta los hábitos de movilidad de especies concretas. Por ello, dos manchas de hábitat pueden estar próximas pero ciertas especies no desplazarse entre ellas debido a que existen barreras importantes para su movilidad (Bolliger et al., 2011; Frei et al., 2016; Reding et al., 2013). En consecuencia, es necesario considerar los factores que condicionan la movilidad de las especies o movilidad funcional (Pierik et al., 2016). No obstante, es costoso obtener información sobre los hábitos de movilidad de una especie (Bolliger & Silbernagel, 2020). Más aún si se pretende tener en cuenta los hábitos de movilidad de varias especies con el objetivo de diseñar corredores a una escala territorial amplia que garanticen la conectividad ecológica de numerosos taxones. Estas dificultades se pueden paliar empleando conocimiento experto, pero no está libre de introducir cierta subjetividad (Bolliger & Silbernagel, 2020) a la hora de determinar la resistencia del paisaje a la movilidad de las especies consideradas. Otra forma de simplificar los análisis es tener en cuenta unas pocas especies focales que sean representativas de los hábitos de movilidad de un gran número de animales (Lambeck, 1997). Aun así, se corre el riesgo de generalizar demasiado y que las especies elegidas no sean representativas de muchos taxones.

2. Objetivos

En el presente trabajo, proponemos reducir los costes de analizar la conectividad funcional, y así poder considerar más especies focales reduciendo el riesgo de generalización. Para ello, se propone emplear modelos de distribución de especies con el fin de obtener mapas de probabilidad de presencia de las especies focales consideradas a partir de datos disponibles públicamente como: el Inventario Español de Especies Terrestres (IEET) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2012), variables bioclimáticas (<https://www.worldclim.org/>) (Fick & Hijmans, 2017), datos de cobertura del suelo del CORINE, mapas de la red hidrográfica, mapas de la red viaria, modelos digitales del terreno y el nomenclátor facilitados por el Instituto Geográfico Nacional de España (IGN). Estos mapas de probabilidad se pueden emplear como aproximación a la resistencia del territorio a la movilidad de cada especie (Fattebert et al., 2015), de manera que cuanto mayor es la probabilidad de presencia de la especie focal, menor será la resistencia. Concretamente, se testará la capacidad del modelo de Máxima Entropía (MaxEnt) (Phillips et al., 2006) para inferir mapas de resistencia a partir de los datos anteriormente citados. El modelo de MaxEnt es uno de los más empleados porque obtiene buenos resultados con pocos datos de entrada (Elith et al., 2006; Fois et al., 2018). Este modelo relaciona los datos reales de presencia de la especie focal con las variables bioclimáticas y biogeográficas consideradas para estimar una probabilidad de presencia en el territorio considerado. En el presente trabajo, se infiere el mapa de resistencia a la movilidad de la especie a partir del mapa de probabilidad de presencia, de forma que las zonas con mayor probabilidad menor resistencia ofrecerán. Una vez generados los mapas de resistencia de las coberturas naturales del suelo, se tiene en cuenta la resistencia que ofrecen las coberturas artificiales como carreteras y núcleos urbanos asignando un valor de resistencia a estos elementos. Finalmente, se introducen los mapas de resistencia, junto con los puntos de presencia de la especie en un modelo de análisis de redes para obtener las rutas de mínimo coste en resistencia entre los puntos. Las rutas obtenidas se emplean como base para trazar los corredores ecológicos.

La metodología propuesta se emplea para realizar mapas de resistencia a la movilidad de *Martes martes* en el País Vasco (España) y trazar corredores entre las zonas donde la especie está presente. Los resultados obtenidos se validaron comparándolos con los del trabajo de Gurrutxaga et al. (2010), quienes analizaron la conectividad ecológica para la misma especie en la misma área. Los

resultados de Gurrutxaga et al. (2010) fueron validados por Ruiz-González et al. (2014) a través de un muestreo genético de individuos de *Martes martes*, mediante el que se analizó la distancia genética entre los individuos muestreados y cómo influye en la misma los usos del suelo. Los mapas de resistencia obtenidos con la metodología propuesta se comparan visualmente y a través del índice de correlación de Spearman (Spearman, C, 1904) con los de los autores anteriormente citados. Así mismo, se analizan a través de un jackknife las coberturas que más influyen en la probabilidad de presencia de *Martes martes* y se comparan con las resistencias a la movilidad para cada cobertura del suelo determinadas por Gurrutxaga et al. (2010). Se observa que la metodología propuesta ofrece resultados prometedores. Las discrepancias observadas, pueden deberse a la baja resolución de los datos empleados para calibrar el modelo de distribución de especies.

3. Metodología

Área de estudio

Como se comentó anteriormente, la metodología propuesta se validó comparando los resultados con los obtenidos por Gurrutxaga et al. (2010) y Ruiz-González et al. (2014). Por ello, la especie elegida es *Martes martes* y el área de estudio el País Vasco y un área limítrofe al mismo coincidente con el mapa de resistencia al movimiento de la especie disponible en Ruiz-González et al. (2014) (figura 1). No obstante, se seleccionó un área mayor que el área de estudio (figura 1) a la hora de obtener las variables a emplear en la metodología, con el fin de evitar un mal ajuste de los resultados por falta de datos. *Martes martes* es una especie muy ligada a ecosistemas forestales, viéndose su movilidad afectada por la fragmentación de estos (Pereboom et al., 2008). Por ello, *Martes martes* es frecuentemente empleada en estudios de conectividad ecológica (Schwartz, M. et al., 2012).



Figura 1. Localización del área de estudio y del área de recopilación de datos.

El País Vasco se encuentra en la región biogeográfica Eurosiberiana que abarca el norte de la Península Ibérica y se extiende a través de Francia por toda Europa. La comunidad autónoma se localiza entre la Cordillera Cantábrica y los Pirineos. Por ello, tiene una importancia estratégica a la hora de garantizar la conectividad ecológica en el suroeste de Europa (Jongman R et al., 2006).

Fuentes de datos

Los datos empleados para calibrar el modelo de MaxEnt son los siguientes:

- IEET (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2012)
- Datos de coberturas del suelo del CORINE Land Cover del IGN.
- Modelo Digital del Terreno (MDT) de 25 m de resolución del IGN.
- Mapa de la red Hidrográfica del IGN
- Mapa de redes de transporte del IGN
- Núcleos de Población y número de habitantes del nomenclátor IGN.
- Variables bioclimáticas de Worldclim (<https://www.worldclim.org/>) (Fick & Hijmans, 2017).

El modelo relaciona los datos de presencia de *Martes martes* en la cuadrícula de 10x10 km del IEET con los datos de cada variable considerada para cada cuadrícula del inventario.

Los datos de ríos, redes de transporte, modelos digitales del terreno y núcleos de población citados se procesaron de la siguiente manera para obtener las variables a considerar en el modelo:

- Se obtuvieron mapas ráster de pendientes y altitud a partir del MDT
- Se generaron mapas ráster de distancia a los ríos y a las redes de transporte.
- Se generó un mapa de densidad de población rasterizando el mapa del nomenclátor a una resolución de 100 x100 m y pasándole 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.

Todos los mapas ráster de las variables se remuestrearon a una resolución del 100x100 m mediante un método de interpolación bilineal.

Los valores de las variables para cada celda de la cuadrícula de 10x10 km del IEET se obtuvieron calculando el valor medio en cada celda mediante estadísticas zonales. En el caso de la altitud y la pendiente también se calculó la varianza para cada celda de la cuadrícula.

En el caso de las coberturas del suelo, las categorías de CORINE se reclasificaron de forma que fuesen lo más similares posibles a las empleadas por Gurrutxaga et al., (2010) (tabla 1). Luego se calculó el porcentaje de cada cobertura dentro de cada celda del IEET con el programa Fragstats.

Tabla 1. Coberturas del suelo consideradas por (Gurrutxaga et al., 2010).

Coberturas CORINE	Coberturas reclasificadas	Coberturas CORINE	Coberturas reclasificadas
Tejido urbano continuo	Superficies artificiales	Sistemas agroforestales	Sistemas agroforestales
Tejido urbano discontinuo	Superficies artificiales	Bosques de frondosas	Bosques
Zonas industriales o comerciales	Superficies artificiales	Bosques de coníferas	Bosques
Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados	Superficies artificiales	Bosque mixto	Bosques
Zonas portuarias	Superficies artificiales	Pastizales naturales	Sistemas agroforestales
Aeropuertos	Superficies artificiales	Landas y matorrales	Matorral
Zonas de extracción minera	Superficies artificiales	Vegetación esclerófila	Matorral
Escombreras y vertederos	Superficies artificiales	Matorral boscoso de transición	Matorral y bosque

Coberturas CORINE	Coberturas reclasificadas	Coberturas CORINE	Coberturas reclasificadas
Zonas en construcción	Superficies artificiales	Playas, dunas y arenales	Arenales costeros
Zonas verdes urbanas	Superficies artificiales	Roquedo	Roquedo
Instalaciones deportivas y recreativas	Superficies artificiales	Espacios con vegetación escasa	Terrenos sin vegetación
Tierras de labor en secano	Agrícola	Zonas quemadas	Terrenos sin vegetación
Terrenos regados permanentemente	Agrícola	Glaciares y nieves permanentes	Glaciares y nieves permanentes
Arrozales	Agrícola	Humedales y zonas pantanosas	Humedales interiores
Viñedos	Agrícola	Turberas	Humedales interiores
Frutales	Agrícola	Marismas	Humedales costeros
Olivares	Agrícola	Zonas llanas intermareales	Zonas llanas intermareales
Praderas	Sistemas agroforestales	Cursos de agua	Láminas de agua
Mosaico de cultivos	Agrícola	Láminas de agua	Láminas de agua
Terrenos principalmente agrícolas, pero con importantes espacios de vegetación natural	Sistemas agroforestales	Mares y océanos	Aguas marinas

Para obtener los mapas de probabilidad de presencia de *Martes martes* se volvió a ejecutar el modelo calibrado introduciendo datos a 1x1km de resolución. Para ello, se generó una cuadrícula de estas dimensiones y se obtuvieron los datos a esta resolución siguiendo el mismo procedimiento que en el caso de la cuadrícula de 10x10 km.

Metodología

El modelo MaxEnt asume que cuanto mayor es el número de individuos inventariado en una zona, mayor es la probabilidad de presencia de los mismos. De esta forma, el modelo relaciona esta probabilidad con las variables bioclimáticas y biogeográficas consideradas.

Antes de calibrar el modelo de MaxEnt se analizó la correlación entre las variables empleadas mediante el índice de Spearman. Se observó que la mayoría de las variables bioclimáticas están muy correlacionadas, mostrando índices de Spearman superiores a 0,7. Por ello, se descartaron todas menos la temperatura media anual, la isothermalidad, la precipitación media anual y el coeficiente de varianza de la estacionalidad de la precipitación. También se descartaron la varianza de la altitud y la pendiente por estar muy correlacionadas con la media de la altitud y la pendiente.

Se calibró el modelo empleando datos a una resolución de 10x10 km, coincidente con la malla del IEET que contiene los datos de presencia de *Martes martes*. El modelo se calibró con el 66% de los datos muestreados aleatoriamente, el resto de datos se empleó para validar los resultados del calibrado. Se condujo un análisis de Jackknife para ver cuáles son las variables que más influyen en los resultados del modelo. Este análisis se basa en ir eliminando variables y ver como se ven afectados los resultados de la calibración del modelo. Considerando los resultados del jackknife, se eliminaron aquellas variables que tienen poca influencia en los resultados de la calibración: Coeficiente de varianza de la estacionalidad de la precipitación y densidad de población. Luego se

volvió a calibrar el modelo con las variables restantes. En todo momento se evitó eliminar variables relacionadas con las coberturas del suelo, pues se busca poder analizar cómo contribuye cada cobertura a los resultados y así encontrar una relación con las resistencias estimadas por Gurrutxaga et al., (2010) y Ruiz-González et al. (2014) para cada cobertura.

Para escalar los resultados a una resolución mayor, se introdujeron en el modelo calibrado las variables a 1x1km de resolución para obtener un mapa de probabilidad de presencia. Posteriormente, para poder comparar este mapa con el mapa de resistencia de Gurrutxaga et al. (2010), se invirtieron los valores de probabilidad del mapa restándolos a 1, de manera que las zonas de menor probabilidad de presencia fuesen las que tuviesen el mayor valor de resistencia a la movilidad de la especie. Luego se remuestreó el mapa resultante a una resolución de 50 x 50 m empleando un método de interpolación bilineal.

El mapa resultante se recortó para que tuviese las mismas dimensiones que el mapa de Gurrutxaga et al. (2010). A mayores, se le asignó el valor 10 a las celdas del mapa que coincidían con infraestructuras de transporte, usos urbanos y masas de agua en el mapa de Gurrutxaga et al. (2010). Se escogió este valor, ya que en el mapa de resistencia generado con MaxEnt los valores varían entre 0 y 1 mientras que en el mapa de Gurrutxaga et al. (2010), las zonas que no coinciden con superficies artificiales tienen valores entre 0 y 200, y las que sí, tienen valores de 1000. Por lo tanto, al asignar el valor de 10 a estas zonas en el mapa obtenido con MaxEnt se conserva una distribución de los datos similar al mapa de resistencia de Gurrutxaga et al. (2010).

Los puntos de presencia de *Martes martes* fueron digitalizados a partir del mapa de Ruiz-González et al. (2014) y se introdujeron junto con el mapa de resistencia generado a partir de los resultados de MaxEnt en un modelo de redes para calcular las rutas de distancia de mínima resistencia entre los puntos de presencia. El modelo de redes empleado es la herramienta “Coste-conectividad” del programa ArcGIS 10.7. Las rutas obtenidas se compararon con las calculadas por Ruiz-González et al. (2014) siguiendo la metodología de Gurrutxaga et al. (2010).

Validación de resultados

Los mapas de resistencia obtenidos con MaxEnt se compararon con los de Gurrutxaga et al. (2010) calculando el índice de correlación de Spearman. También se compararon visualmente.

Así mismo, se analizaron los resultados del Jackknife para estimar la contribución de las coberturas del suelo en los resultados del modelo de MaxEnt y comparar estas contribuciones con los valores de resistencia de las coberturas a la movilidad de *Martes martes*, estimados en los trabajos de Gurrutxaga et al. (2010) y Ruiz-González et al. (2014).

Las rutas generadas con el modelo de redes de coste-conectividad se compararon visualmente con las calculadas por Ruiz-González et al. (2014) siguiendo una metodología análoga a la de Gurrutxaga et al. (2010).

4. Resultados

Para analizar la bondad de ajuste del modelo calibrado se construyó la curva ROC y se calculó el área bajo la curva (AUC) (figura 2). Cuanto más próximo a 1 sea el AUC mejores predicciones hará el modelo. En nuestro caso, el AUC es de 0.78 por lo que el ajuste es bastante bueno.

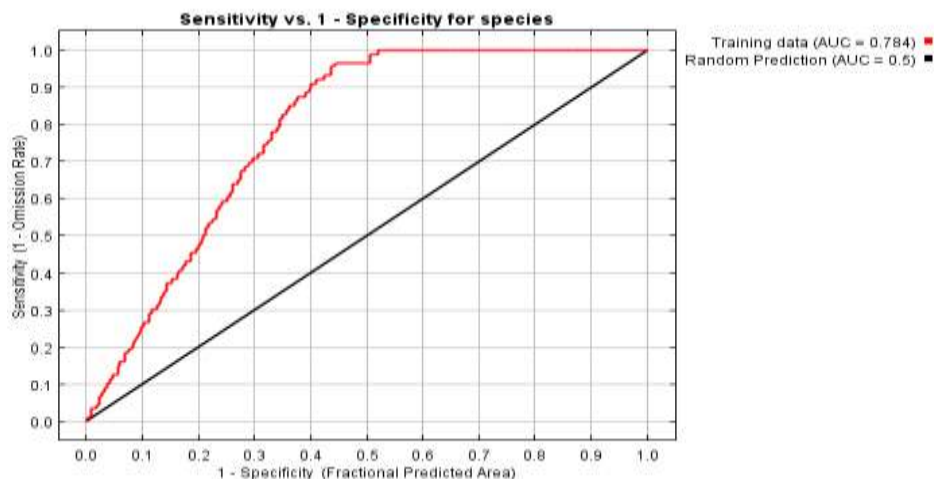


Figura 2. Curva ROC en rojo comparada con la curva que daría el modelo si hiciese predicciones completamente aleatorias en negro.

En lo relativo a la influencia de las variables en el resultado del modelo, el análisis de Jackknife muestra que la variable que mejores resultados ofrece cuando se emplea para calibrar el modelo es la precipitación anual (figura 3). Esta variable, también es la que compromete más los resultados del modelo cuando no se considera. Le sigue a esta variable la pendiente, el porcentaje de usos agrícolas, el porcentaje de frondosa y el porcentaje de matorral.

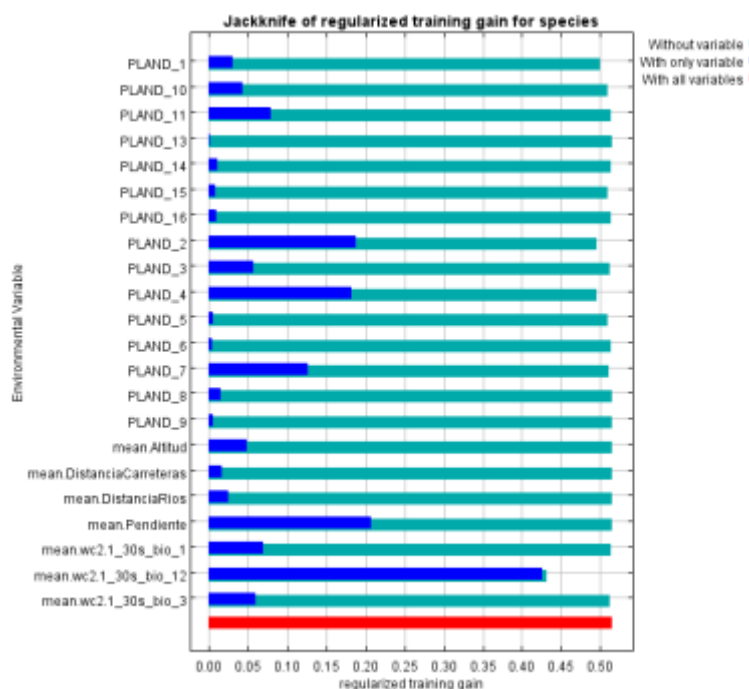


Figura 3. Gráfica con los resultados del análisis Jackknife de las variables: PLAND_1 (% superficies artificiales), PLAND_2 (% agrícola), PLAND_3 (% sistemas agroforestales), PLAND_4 (% bosques de frondosas), PLAND_5 (% bosques de coníferas), PLAND_6 (% bosque mixto), PLAND_7 (% matorral), PLAND_8 (% matorral y bosque), PLAND_9 (% arenas costeros), PLAND_10 (% roquedos), PLAND_11 (% terrenos sin vegetación), PLAND_13 (% humedales interiores), PLAND_14 (% humedales costeros), PLAND_15 (% láminas de agua), PLAND_16 (% aguas marinas), mean.wc2.1_30s_bio_1 (temperatura media anual), mean.wc2.1_30s_bio_12 (precipitación anual), mean.wc2.1_30s_bio_3 (isotermalidad). Las barras azules muestran la bondad de ajuste del modelo cuando se considera sólo la variable en cuestión. Las barras azul claro, indican la bondad de ajuste cuando no se considera la variable. La barra roja indica la bondad de ajuste del modelo cuando se consideran todas las variables.

Las gráficas de la figura 4 muestran cómo influye cada una de estas variables en la probabilidad de presencia de *Martes martes* cuando se calibra el modelo con cada una de ellas. Como se puede apreciar los usos agrícolas influyen negativamente en la probabilidad de presencia, mientras que el resto de variables influyen positivamente.

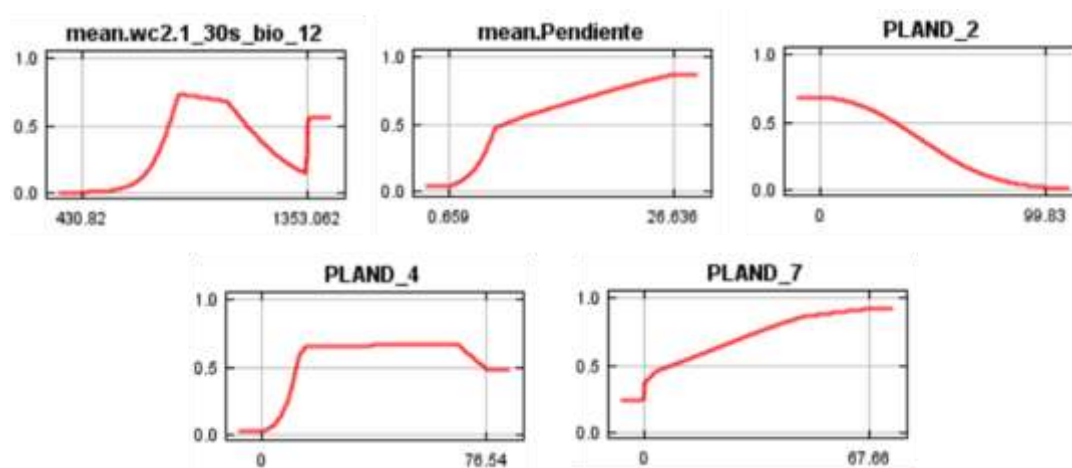


Figura 4. Influencia de las variables en la probabilidad de presencia cuando se emplean individualmente para calibrar el modelo. Eje ordenadas, probabilidad de presencia, eje de abscisas valor de la variable.

La comparación del mapa de resistencia generado a partir del mapa de probabilidad de presencia y el mapa de resistencia de Gurrutxaga et al. (2010) a través del índice de Spearman ofrece un resultado de $p = 0,48$. Cuanto más próximo a 1 es el valor, más correlacionado está. Este resultado muestra cierta correlación. No obstante, comparando los dos mapas visualmente (figura 5), se observa que existen bastantes similitudes, con la salvedad de que en el obtenido a partir del mapa de probabilidad de presencia los valores están mucho más difuminados debido a la baja resolución de los datos con los que se calibró y ejecutó el modelo.

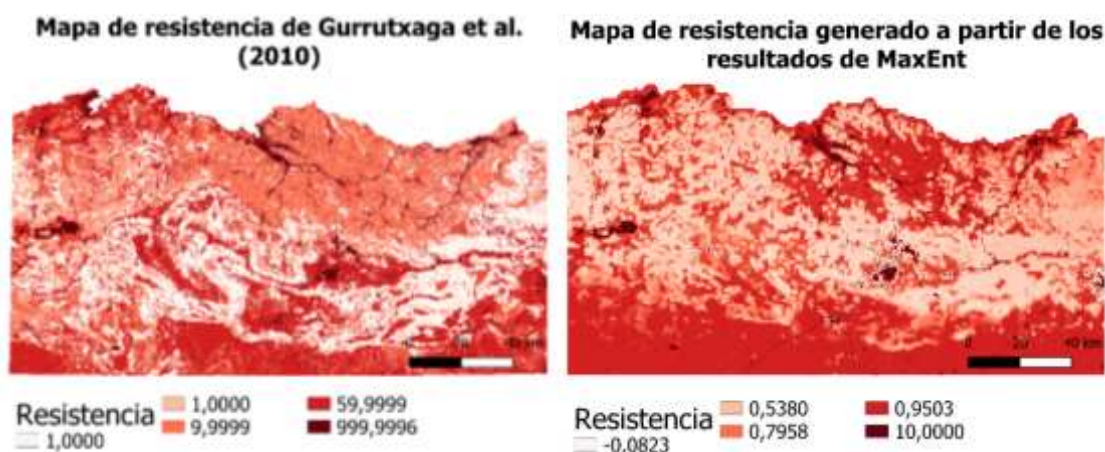


Figura 5. Comparativa de los mapas de resistencia de Gurrutxaga et al. (2010) y el obtenido a partir de los resultados del modelo MaxEnt.

En lo tocante a las rutas generadas a partir del mapa de resistencia obtenido, se compararon con las rutas de Ruiz-González et al. (2014) (figura 6).

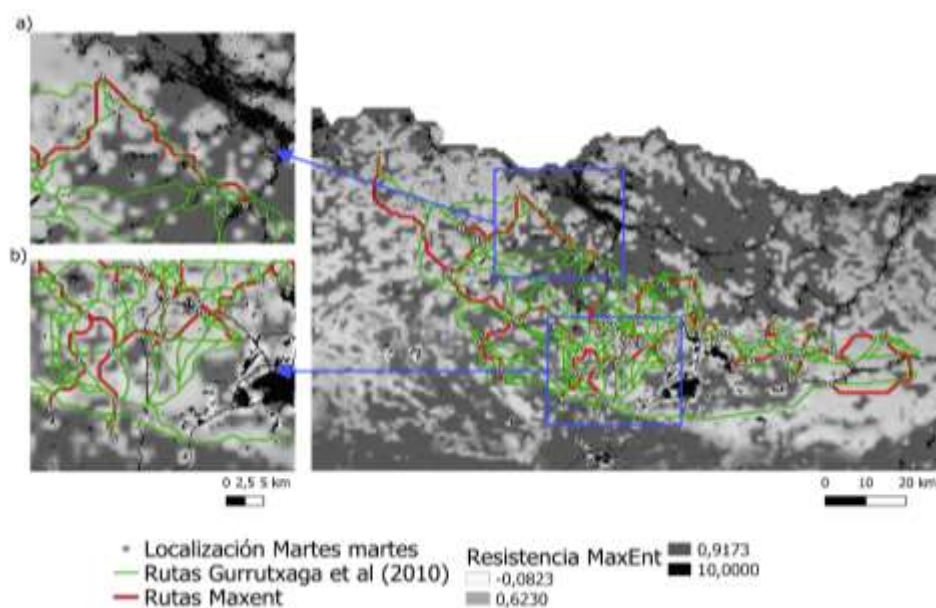


Figura 6. Comparativa rutas de menor resistencia calculadas por Gurrutxaga et al. (2010) y rutas de menor resistencia calculadas a partir de los resultados del modelo MaxEnt.

Como se puede observar en la figura 6 a, muchas de las rutas calculadas coinciden con las de Ruiz-González et al. (2014) a pesar de que la menor resolución del mapa de resistencia obtenido a partir de los resultados de MaxEnt. No obstante, en otras zonas (figura 6 b) hay nodos que no se conectaron a pesar de que el mapa de resistencia ofrecía resistencias bajas entre ellos.

5. Discusión

El análisis de la influencia de las coberturas del suelo en los resultados del modelo MaxEnt muestra que existe una correspondencia con los valores de resistencia determinados por Ruiz-González et al. (2014). Estos autores demostraron a partir de análisis de distancia genética que las coberturas que más resistencia ofrecen a la movilidad de la especie son los usos agrícolas y los que más la favorece son los bosques seguido de las plantaciones forestales, zonas de matorral y los pastos permanentes. En nuestro caso, las coberturas que ejercen una influencia negativa más fuerte en los resultados son las agrícolas y las que ejercen una influencia positiva son los bosques de frondosas seguidos de las zonas de matorral.

Variables como la precipitación anual o la pendiente ejercen una influencia más fuerte que los usos del suelo. Esto puede deberse a que el área donde se tomaron los datos para calibrar el modelo abarca parte de la región bioclimática mediterránea. Por ello, la precipitación discrimina muy bien las zonas de presencia y ausencia. Una de las consideraciones a tener en cuenta para evitar esto, es excluir áreas con una climatología diferente a la hora de tomar datos para calibrar el modelo. En el caso de la pendiente, su influencia fuerte puede deberse a que la mayoría los bosques que constituyen el hábitat de preferencia de *Martes martes* se encuentran en zonas de montaña.

Los mapas de resistencia obtenidos con la metodología propuesta presentan una correlación moderada con los mapas de resistencia de Gurrutxaga et al. (2010). No obstante, se pueden observar bastantes similitudes cuando se comparan visualmente. Parte de las discrepancias entre los dos mapas puede deberse a la baja resolución de los datos empleados para calibrar el modelo de MaxEnt. Otra posible causa de las discrepancias entre los dos mapas es que se emplearon datos del CORINE para calibrar el modelo y Gurrutxaga et al. (2010) emplearon datos del séptimo Inventario Forestal Nacional. De hecho, no fue posible hacer coincidir las superficies de masas forestales

productoras del mapa de Gurrutxaga et al. (2010) con las coberturas del CORINE 2012. Por ello, esta variable no aparece como representativa en el modelo de MaxEnt.

En lo tocante al análisis de las rutas de mínimo coste, se emplearon modelos diferentes para determinarlas. Esto puede explicar parte de las discrepancias. De hecho, la herramienta "Coste conectividad" sólo devuelve las rutas de mínimo coste óptimas y no calcula rutas alternativas, por ello no se trazaron rutas a lo largo de zonas de bajo coste que sí aparecen trazadas en el mapa de Ruiz-González et al. (2014). Otra parte de las discrepancias se debe a la baja resolución de los mapas de resistencia obtenidos con la metodología propuesta y a las diferencias entre las fuentes de datos de coberturas del suelo empleadas. Una forma de aumentar la resolución de los datos disponibles sería que el IEET incluyese las coordenadas donde se avistó cada individuo inventariado.

A pesar de las diferencias observadas entre las rutas de mínimo coste, existen coincidencias que se suman a las subrayadas en el análisis de la influencia de las coberturas del suelo y el análisis visual de los mapas de resistencia. Todos estos resultados muestran que la metodología propuesta es prometedora a la hora de facilitar a planificadores no expertos la labor de trazar corredores ecológicos teniendo en cuenta la conectividad funcional de especies focales.

6. Conclusiones

La metodología propuesta ofrece resultados prometedores como modelo de ayuda a la decisión para la delimitación de corredores ecológicos de infraestructura verde. El uso de un modelo de distribución de especies y datos disponibles públicamente para obtener mapas de resistencia al movimiento de especies focales, permite a usuarios no expertos explorar los factores que condicionan la movilidad y así reducir costes a la hora de obtener información para delimitar corredores. Esta reducción de costes facilita el análisis de la conectividad funcional de un mayor número de especies focales. De este modo, se garantiza que los corredores delimitados puedan incrementar en mayor medida la conectividad ecológica de la infraestructura verde.

Una de las consideraciones a tener en cuenta a la hora de aplicar metodologías similares es tomar datos exclusivamente de la región biogeográfica donde la especie está presente para evitar que variables climáticas tengan un mayor peso en los resultados de los modelos. Así mismo, también es conveniente analizar la correlación entre las variables empleadas y descartar aquellas muy correlacionadas que no son relevantes para analizar la conectividad del paisaje.

Las discrepancias entre los resultados de la metodología propuesta y los trabajos de otros autores pueden deberse a la baja resolución de los datos disponibles, a las diferencias entre las fuentes de datos empleadas y a las diferentes herramientas utilizadas. Por ello es necesario realizar futuros trabajos en los que se compruebe la eficacia de la metodología propuesta empleando datos de mayor resolución u otro tipo de modelos de distribución de especies. Sería recomendable que el IEET incluyese las coordenadas de los puntos donde se inventario cada individuo para que estuviese disponible información con mayor resolución públicamente.

7. Agradecimientos

Esta investigación está financiada por la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Transición Ecológica de España, bajo el marco del proyecto "INVERCLIMA - Infraestructura Verde para la adaptación de la ordenación territorial al cambio climático" y por el Sistema de apoyo a la toma de decisiones de proyectos para la adaptación al cambio climático a través de la ordenación territorial y la gestión de riesgos (CLIMAPLAN_DSS) (PID2019-111154RB-I00): Proyectos de I + D + i - RTI de la Agencia Estatal de Investigación, Ministerio de Ciencia e Innovación.

8. Bibliografía

BOLLIGER, J.; KELLER, D.; HOLDEREGGER, R. 2011. When landscape variables do not explain migration rates: An example from an endangered dragonfly, *Leucorrhinia caudalis* (Odonata: Libellulidae). *European Journal of Entomology* 108(2) 327-330.

BOLLIGER, J.; SILBERNAGEL, J. 2020. Contribution of Connectivity Assessments to Green Infrastructure (GI). *ISPRS International Journal of Geo-Information* 9(4) 212.

ELITH, J.H.; GRAHAM, C.P.; ANDERSON, R.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.J.; HIJMANS, R.; HUETTMANN, F.R.; LEATHWICK, J.; LEHMANN, A.; LI, J.G.; LOHMANN, L.A.; LOISELLE, B.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; MCC. M.; OVERTON, J.; TOWNSEND PETERSON, A.; ... E. ZIMMERMANN, N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2) 129-151.

EUROPEAN COMMISSION 2030 Communication of the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. *EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing Nature Back into Our Lives*, (COM/2020/380 final).

EUROPEAN COMMISSION 2013 Communication of the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. *Green Infrastructure (GI)—Enhancing Europe's Natural Capital* (COM(2013) 249 final).

FATTEBERT, J.; ROBINSON, H. S.; BALME, G.; SLODOW, R.; HUNTER, L. 2015. Structural habitat predicts functional dispersal habitat of a large carnivore: How leopards change spots. *Ecological Applications* 25(7) 1911-1921.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. 2017. WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12) 4302-4315.

FOIS, M.; CUENA-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.

FREI, M.; CSENCICS, D.; BRODBECK, S.; SCHWEIZER, E.; BÜHLER, C.; GUGERLI, F.; BOLLIGER, J. 2016. Combining landscape genetics, radio-tracking and long-term monitoring to derive management implications for Natterjack toads (*Epidalea calamita*) in agricultural landscapes. *Journal for Nature Conservation* 32 22-34.

GARCÍA, A. M.; SANTÉ, I.; LOUREIRO, X.; MIRANDA, D. 2020. Green infrastructure spatial planning considering ecosystem services assessment and trade-off analysis. Application at landscape scale in Galicia region (NW Spain). *Ecosystem Services* 43 101-115.

GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J.; DEL BARRIO, G. 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation* 18(4) 318-326.

JONGMAN R.; BOUWMA I.; VAN DOORN A. 2006. *Indicative map of the Pan- European ecological network in Western Europe*. Wageningen.

LAMBECK, R. J. 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Especies Focales: Una Sombrilla Multiespecifica para Conservar la Naturaleza. Conservation Biology* 11(4) 849-856.

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO 2012. Inventario Nacional de Especies Terrestres. Url: <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/default.aspx>. Último acceso: 26/10/2021

MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. 2015. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 30(4) 190-198.

PEREBOOM, V.; MERGEY, M.; VILLERETTE, N.; HELDER, R.; GERARD, J.-F.; LODÉ, T. 2008. Movement patterns, habitat selection, and corridor use of a typical woodland-dweller species, the European pine marten (*Martes martes*), in fragmented landscape. *Canadian Journal of Zoology* 86(9) 983-991.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4) 231-259.

PIERIK, M. E.; DELL'ACQUA, M.; CONFALONIERI, R.; BOCCHI, S.; GOMARASCA, S. 2016. Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to circuit connectivity analysis. *Ecological Indicators* 67 807-820.

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.

RUIZ-GONZÁLEZ, A.; GURRUTXAGA, M.; CUSHMAN, S. A.; MADEIRA, M. J.; RANDI, E.; GÓMEZ-MOLINER, B. J. 2014. Landscape Genetics for the Empirical Assessment of Resistance Surfaces: The European Pine Marten (*Martes martes*) as a Target-Species of a Regional Ecological Network. *PLoS ONE* 9(10) e110552.

SCHWARTZ, M.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.; PETROLDI, C.; MASUDA, R. 2012. Martes conservation genetics: Assessing within species movements, units to conserve and connectivity cross ecological and evolutionary time. En *Biology and conservation of marten, sables, and fisher: A new synthesis*. (Aubry K, Zielinski W, Raphael M, Proulx G, Buskirk S., pp. 398-428). Cornell University Press.

SPEARMAN, C. 1904. The proof and measurement of association between two things. *American Journal of Psychology*.