

CONAMA 2024

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Evaluación de la Conectividad en la Cuenca del Río Lézrez Usando Imágenes Satelitales y Machine Learning



CONAMA 2024

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lárez usando imágenes satelitales y machine learning

Autor Principal: Antonio Vidal-Llamas (Universidade de Vigo, Hydro-Forestry Geomodeling Research Group, Escuela de Ingeniería Forestal)

Otros autores: Carolina Acuña-Alonso (CINTECX, Universidade de Vigo. Applied Geotechnologies Group); Xana Álvarez (Universidade de Vigo, Hydro-Forestry Geomodeling Research Group, Escuela de Ingeniería Forestal)

ÍNDICE

Título	2
Resumen.....	2
Introducción	3
Area de estudio	4
Metodología	5
Obtención de datos.....	5
Clasificación de coberturas del suelo y validación.....	5
Conectividad ecológica	6
Resultados y discusión	7
Coberturas de suelo	7
Validación.....	9
Conectividad ecológica	10
Limitaciones metodológicas.....	13
Conclusiones	14
Agradecimientos	14
Bibliografía	15

TÍTULO

Evaluación de Conectividad en la Cuenca del Río Lérez Usando Imágenes Satelitales y Machine Learning

RESUMEN

La reducción y fragmentación de hábitats es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Por ello, asegurar la conectividad ecológica, entendida como el movimiento de las especies entre diferentes parches de hábitat, es vital para paliar los efectos negativos de la actividad humana, asegurando el intercambio genético y la colonización de nuevos espacios. Este trabajo tiene por objetivo evaluar la conectividad ecológica en la cuenca del río Lérez (Pontevedra, Galicia, NO España), donde se encuentran tres áreas incluidas en la Red Natura 2000 por la Directiva Hábitats. Se utilizaron imágenes Landsat 8-9 para crear un mapa de cobertura de suelo para los años 2013 y 2023 mediante el método de machine learning Random Forest. Se identificaron parches de hábitat y se generaron mapas de corredores ecológicos y de nodos de conexión entre los diferentes parches. Posteriormente, se calculó la métrica de centralidad de intermediación (BC, por su acrónimo en inglés) junto con otros índices globales de conectividad estructural como el índice Integral de Conectividad (IIC), la Probabilidad de Conectividad (PC) y Conectividad equivalente (EC). Se utilizaron mustélidos como grupo de referencia, los cuales tienen una preferencia de hábitat por el bosque de frondosas. Los resultados mostraron como la superficie del bosque de frondosas se habría visto incrementada. Los patrones espaciales resultaron ser parecidos en ambos casos, sin embargo, los índices PC Y EC mostraron una aparente mejora en 2023 con respecto a 2013 en cuanto a la conectividad del bosque de frondosas. El uso de índices y grafos requiere de una baja cantidad de información previa respecto a modelos de poblaciones y metapoblaciones por lo que constituyen una herramienta potente para la evaluación de la conectividad cuando no se cuenta con información precisa, medios para obtenerla o no se requiere un nivel de detalle tan alto.

Palabras Clave: Teledetección, Galicia, biodiversidad, Random Forest.

INTRODUCCIÓN

La conectividad ecológica se refiere a la medida en la que la configuración territorial facilita el movimiento de las especies, permitiendo la persistencia de las poblaciones en hábitats fragmentados (Fagan & Calabrese, 2006). Por ello, es vital para el mantenimiento de los procesos ecológicos (Saura & de la Fuente, 2017), ya que el aislamiento disminuye la riqueza de especies y aumenta el riesgo extinción (Fahrig, 2003). Además, es sabido que ecosistemas diversos tienden a ser más estables y resilientes frente a fluctuaciones ambientales (Tilman & Downing, 1994). La biodiversidad es reconocida como una fuente esencial de servicios ecosistémicos (Mace et al., 2012), los cuales son los beneficios que el ser humano obtiene de los ecosistemas y hacen que merezca la pena (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Díaz et al., 2006). En particular la defaunación conlleva una gran pérdida de estos servicios (Bogoni et al., 2020), por lo que el mantenimiento las poblaciones tiene implicaciones para el bienestar humano y debe ser un criterio relevante en la toma de decisiones que afecten a la ordenación territorial.

Las áreas protegidas tienen por objetivo conservar la biodiversidad (Alemu, 2016) entre otros valores naturales, a pesar de ser España un país pionero en materia de áreas protegidas, Galicia siempre ha ido a la cola en el establecimiento de áreas protegidas (Cabalar et al., 2016) con una superficie protegida por debajo de la media nacional y siendo la mayor parte de ella impuesta por la Unión Europea a través de la Red Natura 2000. Además, se trata de un territorio muy fragmentado. A pesar de que la relación entre la fragmentación y la conectividad es compleja (Fahrig, 2003) y distintas especies tienen diferentes preferencias en cuanto a la estructura del territorio, esta alta fragmentación supone un reto, pues puede favorecer el aislamiento de las poblaciones.

Los métodos basados en el modelado de poblaciones suelen ser bastante exigentes en cuanto a datos, a menudo es necesaria información sobre la abundancia de individuos y la estructura demográfica de las poblaciones, generalmente esta información no existe y se requieren grandes esfuerzos de campo en la realización de censos mediante captura-recaptura (Clark et al., 2005). En este sentido, los índices de conectividad estructural y los métodos de grafos, presentan una mayor facilidad en su aplicación (Minor & Urban, 2007). El uso de imágenes satelitales de teledetección permite obtener datos de la interacción electromagnética de la superficie terrestre, los cuales pueden transformarse en información interpretable, facilitando la generación de mapas de cobertura de suelo a través de diversas técnicas de clasificación, incluidas las basadas en machine learning. Con esta información y conocimiento sobre el comportamiento de las especies es posible comenzar a calcular índices y aplicar grafos.

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

Esta comunicación tiene por objetivo explorar la conectividad ecológica terrestre y las coberturas de suelo en la cuenca del río Lérez, situada en la provincia de Pontevedra (Galicia), en la cual se encuentran tres áreas protegidas por la directiva hábitats, el río Lérez (ES1140002), Serra do Cando (ES1140014) y Serra do Candán (ES1140013) aportando información relevante en materia de ordenación territorial. Todo ello a través del uso de imágenes satelitales y Sistemas de Información Geográfica.

AREA DE ESTUDIO

El río Lérez se encuentra en el centro oeste de la provincia de Pontevedra (Galicia), la cuenca tiene 450,99 km² y orientación este oeste (Figura 1). En la cuenca hay diversos núcleos de población, aunque tienden a concentrarse mayormente en el oeste, próximos a la costa atlántica, el núcleo de población más importante es la ciudad de Pontevedra. La cuenca se encuentra en la región biogeográfica atlántica (MITECO, 2024), de acuerdo a la estación meteorológica más cercana, las precipitaciones acumuladas medias anuales son de alrededor de 1613 mm y la temperatura media anual de 14,8°C (AEMET, 2024), aunque con variaciones a lo largo de la cuenca. La altitud varía desde el nivel del mar hasta los 1000,11 msnm. Dentro de la Cuenca se encuentran tres áreas protegidas por la Red Natura 2000 clasificadas como Zonas de Especial Conservación (ZEC), río Lérez (ES1140002, 1,50 km²), Serra do Candán (ES1140013, 16,04 km² y Serra do Cando (ES1140014, 19,44 km²).

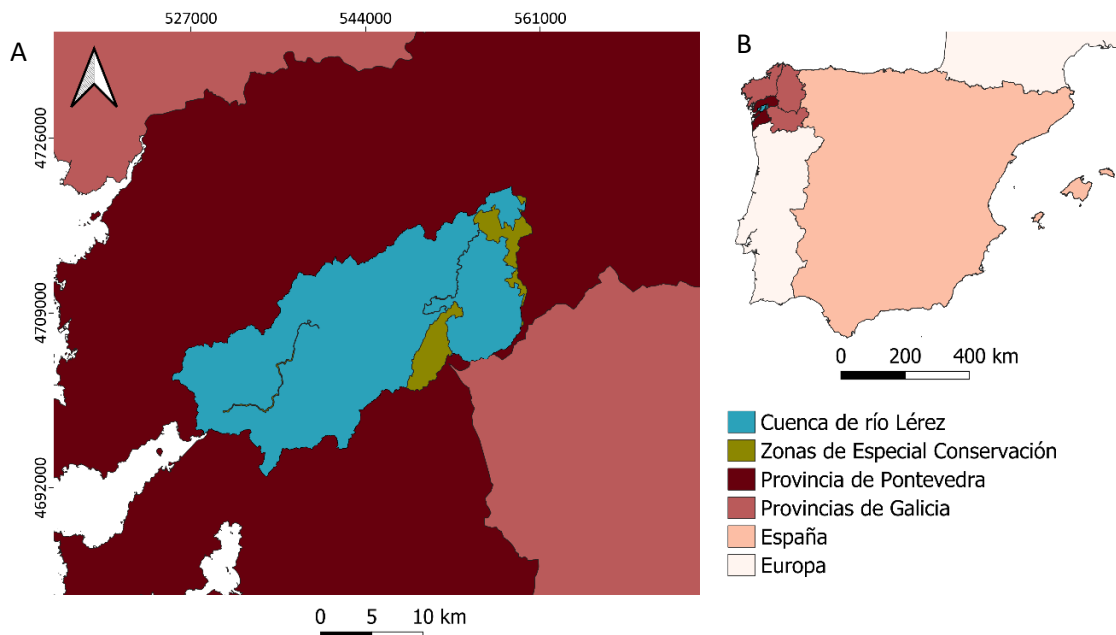


Figura 1. a) Localización de la cuenca del río Lérez en la provincia de Pontevedra y las zonas especiales de conservación. b) Localización de la Comunidades Autónomas de Galicia y las provincias de Galicia. El sistema de coordenadas del mapa es EPSG:25829 ETRS:89/UTM zona 30.

METODOLOGÍA

Obtención de datos

A través del portal EarthExplorer (USGS, 2024a), se descargaron imágenes Landsat 8-9 (USGS, 2024c) correspondientes a agosto de 2013 y julio de 2023 con una corrección atmosférica previa, dada la climatología de Galicia se escogió verano, ya que se aplicó un criterio de menos de un 10 % de nubes. Además, se escogió Landsat 8-9 en lugar de entre otros Satélites con el objetivo de aumentar la distancia temporal entre las imágenes sin la necesidad de mezclar imágenes de diferentes satélites y resoluciones. El uso de Landsat 7 (USGS, 2024b) habría permitido una mayor diferencia temporal, no obstante, no se encontraron imágenes recientes que no estuvieran afectadas por el error SLC-off (Storey & Barsi, 2005), un error permanente del sensor por el cual algunas imágenes cuentan con líneas vacías en las que sería necesario interpolar datos con un aumento de error.

Clasificación de coberturas del suelo y validación

Para la clasificación de las coberturas de suelo se optó por las clases de superficies agrícola y herbáceas, frondosas, eucaliptos, coníferas, artificial y cuerpos de agua. Las clases a considerar fueron escogidas en base a la exploración de la capa de coberturas de suelo procedente del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) (IGN, 2014), la cual cuenta con numerosas clases de cobertura que fueron, agrupadas y reclasificadas en clases mayores para su simplificación. Además, considerando la importancia de los cultivos de eucalipto en la zona de estudio (García & Ruiz, 2003), el cual, a pesar de ser importante para el sector forestal, forma monocultivos que albergan menos biodiversidad respecto a otras superficies forestales, por lo que se optó añadir una clase de eucalipto a pesar de que no aparecía como clase en el la capa del SIOSE.

Utilizando el Sistema de Información geográfica QGIS (QGIS, 2024), se seleccionó una muestra representativa de cada una de las clases, en forma de capa vectorial de polígonos mediante fotointerpretación con imágenes procedentes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)(Gobierno de España, 2024) utilizando las imágenes más cercanas para 2013 Y 2023 y con la ayuda de Google Street view (Google, 2024). Este proceso se llevó a cabo tanto para crear las capas de entrenamiento como de validación.

La clasificación se realizó a través del método de machine learning Random Forest (Belgiu & Drăgu, 2016), el cual se basa en la construcción de múltiples árboles de decisión independientes durante el entrenamiento. Cada árbol es entrenado con un subconjunto de datos y la decisión final se obtiene mediante la combinación de resultados de todos los árboles a través de una

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

votación mayoritaria entre los diferentes árboles. Este análisis se realizó a través del clasificador dzetsaka en QGIS (Karasiak, 2016).

Por último, evaluar la validez de la clasificación se realizó una matriz de confusión (Düntsche & Gediga, 2019), en la que aparecen las coincidencias entre los píxeles de las clases predichas y los de la capa de validación. Junto a la matriz de confusión también se calculó el índice Kappa, el cual es una medida de la concordancia entre la clasificación y la superficie de validación.

Conectividad ecológica

Para el análisis de conectividad resulta necesario establecer una especie o grupo de referencia para luego establecer un criterio de tamaño mínimo de parche de hábitat y distancia de dispersión en base al comportamiento del grupo objetivo. Pequeños mamíferos como los mustélidos son considerados como representativos en estudios de conectividad terrestre (Henein et al., 1998). Un criterio de 5 km de distancia de dispersión máxima entre los parches de hábitat y 0,2 km² como tamaño mínimo de parche de hábitat fue tenido en cuenta como criterio en base a la literatura disponible sobre las poblaciones de *Martes foina* en España (Virgós & García, 2002). Se construyeron capas de resistencia al movimiento en las diferentes clases de cobertura terrestre, sobre las que se añadieron capas de autovías, carreteras y vías de tren obtenidas de la Xunta de Galicia (Xunta de Galicia, 2024) al tratarse de capas lineales, se aplicó un buffer de 40 m a las autovías, y de 30 m a carreteras y vías de tren. Para las capas de resistencia, se aplicaron coeficientes de resistencia a cada una de las clases adaptando los valores propuestos por Gobierno Vasco, 2016.

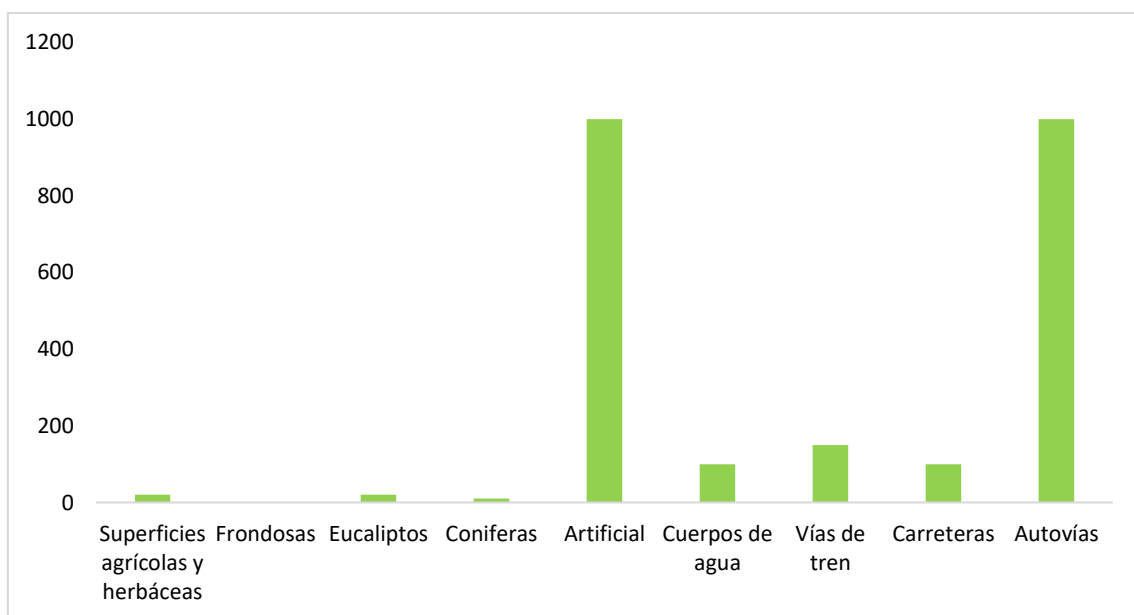


Figura 2. Resistencia al paso a través de las diferentes superficies

A continuación, se utilizó el complemento MitiConnect (Chailloux et al., 2024) con el fin de identificar parches potenciales de hábitat, caminos y calcular las siguientes métricas: Centralidad de Intermediación (BC)(Bodin & Saura, 2010), Probabilidad de Conectividad (PC)(Bodin & Saura, 2010), Conectividad Equivalente (EC)(Saura et al., 2011) y el Índice Integral de Conectividad (IIC)(Bodin & Saura, 2010). Donde la métrica de BC permite identificar los parches más relevantes en relación a los caminos que pasan por él, PC se refiere a la probabilidad entre 0 y 1 de que un animal se pueda desplazar entre dos puntos aleatorios, la EC alude a la superficie de un solo parche de hábitat que tendría la misma probabilidad de conexión que todo el mosaico de parches de hábitat, por último, IIC valora de 0 a 1 la conectividad general del área de estudio. Las métricas de PC y EC requieren de una distancia de dispersión y son sensibles a ella, así que se calcularon teniendo en cuenta 1000 m, 3000 m, 5000 m, 7000 m y 9000 m como distancias de dispersión de los organismos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Coberturas de suelo

Respecto a las coberturas de suelo, la mayor parte de la cuenca está cubierta por superficies agrícolas o herbáceas (figura 3, figura 4), un 64,47% de la cuenca pertenecía a esta clase en 2013 un 57,06% en 2023. La siguiente clase con mayor presencia es la de bosque de frondosas con un 16,11% en 2013 y un 18,27% en 2023, la cual se encuentra principalmente distribuida en la parte noreste de la cuenca, aunque con importantes parches a lo largo de todo el bosque de ribera del río Lérez. Las plantaciones de eucalipto son también bastante relevantes, particularmente en la zona central de la cuenca con un 10,40% en 2013 y un 11,28% en 2023. El bosque de coníferas no estaba ampliamente extendido, sin embargo, parece haber una expansión en 2023 (8,37%) respecto a 2013 (5,28%). La expansión forestal coincide con el detrimento de la superficie agrícola, se ha observado una expansión forestal generalizada a nivel europeo debido a diferentes factores bioclimáticos (Palmero-Iniesta et al., 2021). Mientras tanto, otros estudios también coinciden en la reducción de la superficie agrícola, principalmente vinculada con el abandono rural, un fenómeno especialmente acusado en España y el Galicia (Perpiña Castillo et al., 2021). La superficie de eucalipto, al igual que otras superficies forestales se habría incrementado, se trata de un cultivo controvertido, que a pesar de ser muy relevante para el sector silvícola tiene en contra a buena parte de la población, sobre todo en la urbana, alegando diferentes motivos ambientales (Pérez, 2020), llegando a la prohibición de los nuevos

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

cultivos de eucalipto para hacer frente a su plantación masiva desde 2021(BOE, 2021), además presentan una menor permeabilidad para el movimiento de las especies respecto a otras superficies forestales (Gobierno Vasco, 2016). Por otro lado, la superficie artificial ocupaba una pequeña parte de la cuenca, localizada principalmente en la zona suroeste, coincidiendo con la desembocadura del río y la ciudad de Pontevedra. Por último, la superficie de cuerpos de agua es muy baja en ambos casos (0,33%), sin embargo, podría ser mayor, pues cuando se cierra el bosque de ribera cubriendo las superficies de agua no es posible detectarla.

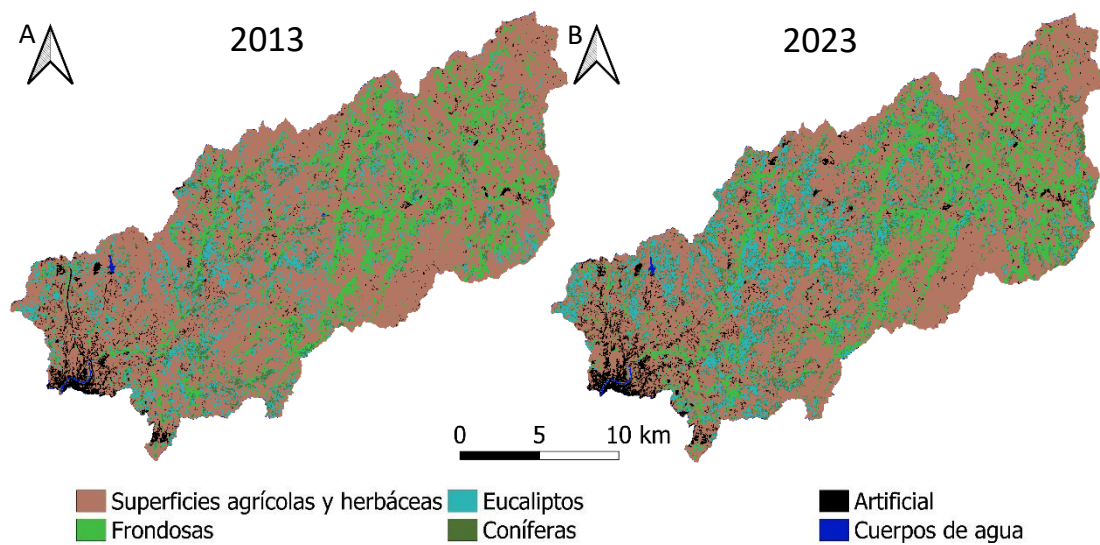


Figura 3. Comparativa entre la distribución de las coberturas de suelo en 2013 (a) y 2023 (b).

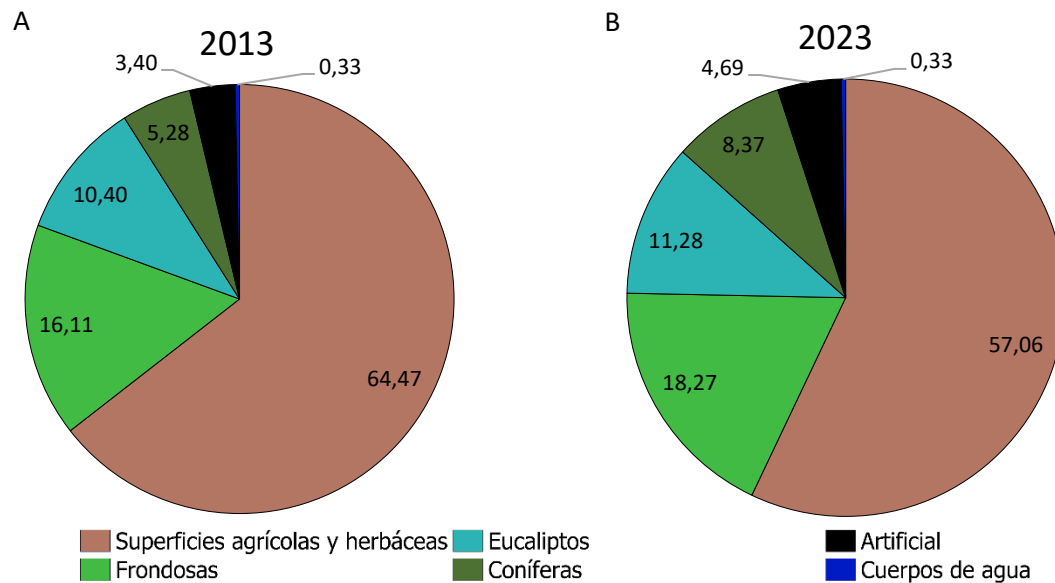


Figura 4. Comparativa entre la frecuencia relativa (%) de las clases de cobertura de suelo en 2013 (a) y 2023 (b).

Validación

La clasificación correspondiente a las imágenes de 2013 mostró una precisión general del 93% y una índice kappa de 0,89. La mayoría de las superficies mostraron buenos rendimientos, aunque algunas tuvieron un rendimiento inferior (cuadro 1). El 23% de los pixeles de validación de la clase de eucaliptos fueron clasificados como otra superficie, y el 18% de los clasificados como eucalipto en realidad no pertenecía a esa clase, observándose estas confusiones principalmente con otras superficies boscosas. La superficie de coníferas también tuvo un rendimiento por debajo de otras clases, el 12% de los pixeles fueron clasificadas como otras superficies y el 30% no pertenecía a esa clase.

Cuadro 1. Matriz de confusión para 2013.

2013	Superficies agrícolas y herbáceas	Frondosas	Eucaliptos	Coníferas	Artificial	Cuerpos de agua	Total
Superficies agrícolas y herbáceas	976	1	11	2	6	0	996
Frondosas	7	171	3	2	0	0	183
Eucaliptos	7	6	98	8	0	0	119
Coníferas	23	0	16	91	0	0	130
Artificial	3	0	0	0	119	0	122
Cuerpos de agua	0	0	0	0	0	9	9
Total	1016	178	128	103	125	9	1559
Error de omisión	0,04	0,04	0,23	0,12	0,05	0	
Error de comisión	0,02	0,07	0,18	0,30	0,02	0	
Precisión							0,93
Índice Kappa							0,89

La clasificación correspondiente a las imágenes de 2023 mostró también un buen comportamiento, con una precisión general del 92% y un índice kappa de 0,87 (cuadro 2). La mayoría de las superficies mostraron buenos rendimientos, aunque la clase de coníferas presentó un error de omisión de 0,23, por lo que el 23% de los pixeles de validación de coníferas fueron clasificados como otra superficie, resultó también en un error de comisión de 0,35, por lo que el 35% de los pixeles clasificados como coníferas no pertenecían a esa clase confundiéndose principalmente con las superficies agrícolas y herbáceas y eucaliptos. Un 24% de la superficie artificial fue clasificado como superficie agrícola o herbácea.

CONAMA 2024

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

Cuadro 2. Matriz de confusión para 2023.

2023	Superficies agrícolas y herbáceas	Frondosas	Eucaliptos	Coníferas	Artificial	Cuerpos de agua	Total
Superficies agrícolas y herbáceas	810	0	3	3	24	0	840
Frondosas	10	136	1	6	0	0	153
Eucaliptos	0	0	115	12	0	0	127
Coníferas	26	7	4	69	0	0	106
Artificial	2	0	0	0	76	0	78
Cuerpos de agua	0	0	0	0	0	29	29
Total	848	143	123	90	100	29	1333
Error de omisión	0,04	0,05	0,06	0,23	0,24	0	
Error de comisión	0,04	0,11	0,09	0,35	0,03	0	
Precisión							0,92
Índice Kappa							0,87

En ambas clasificaciones, las coberturas de frondosas, eucaliptos y coníferas presentan un rendimiento algo inferior al resto y a menudo la confusión se produce con dichas clases y no con el resto, se trata de superficies forestales cuya firma espectral es más cercana entre ellas respecto al resto de clases (Vangi et al., 2021), además, las superficies forestales pueden presentar cierta mixtura y no se tuvo en cuenta ninguna clase de bosque mixto en la clasificación, en lugar de ello las superficies mixtas se clasificaron en función de la cercanía de la firma espectral a cada una de las clases anteriores. Por ello que es lógico una mayor confusión entre estas clases, a pesar de ello se trata de errores asumibles, especialmente en la clase frondosas, la cual es la más relevante para este estudio. Para los polígonos de entrenamiento y validación, se escogieron áreas que se consideraran representativas de las firmas espectrales de cada clase y se estuviera seguro de la pertenencia a dicha clase, evitando por ejemplo zonas de árboles muy dispersos en las superficies de frondosas, coníferas o eucaliptos, lo que implica que los polígonos de validación se encontraban en zonas no conflictivas, una distribución aleatoria probablemente arrojaría un resultado diferente. Además, a pesar de que se optó por utilizar Landsat para ampliar la distancia temporal, dado el alto mosaicismo del territorio en Galicia el uso de otras imágenes como las de Sentinel (European Space Agency, 2015) con una mayor resolución podrían arrojar un resultado más realista de las superficies de cada clase, ya que en ocasiones las pequeñas superficies son difíciles de detectar con píxeles de 30x30 m.

Conectividad ecológica

En el año 2013 se encontraron 44 parches de hábitat potencial, que oscilaban entre 0,21 km² y 6,35 km² con un tamaño medio de 1,01 km² y una superficie total de 44,71 km². Mientras que

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lézrez usando imágenes satelitales y machine learning

en 2023 se encontraron 46 parches de hábitat de entre 0,20 km² y 4,75 km² con un tamaño medio de 1,14 km² y un total de 51,27 km², resultado del aumento en la superficie del bosque de frondosas (figura 5). La mayoría de los parches se encontraban aguas arriba, en la zona este de la cuenca y presentaban una distribución similar para ambos años. A pesar de ello, los parches cuentan con una alta dispersión, siendo un paisaje bastante fragmentado. A pesar de que se tuvo en cuenta un criterio de 5 km y 0,2 km² para la identificación de los parches, si bien estos criterios se basan en literatura sobre mustélidos, esto podría ajustarse en mayor o menor medida a otros grupos faunísticos en función de la similitud de sus distancias de dispersión y requisitos mínimos de hábitat, por lo que es probable que otras especies sigan patrones similares. Sobre los caminos identificados, la figura 5 muestra las distancias efectivas, no obstante, también está relacionado con la distancia geográfica, de manera que los caminos entre los parches más cercanos tienden a mostrar una menor distancia efectiva. Muchos de los caminos y parches identificados siguen el cauce principal del río Lézrez, incluyendo la zona de especial conservación, lo cual confirma la idea de que los ríos son corredores ecológicos muy relevantes (Tolkkinen et al., 2021) y la importancia de su conservación, siendo fundamentales en el desplazamiento y dispersión de muchas especies. Además, desde el punto de vista humano, son también muy relevantes por la variedad de servicios ecosistémicos que proveen. A pesar de ello, estos experimentan un proceso de degradación de manera generalizada (Witing et al., 2022).

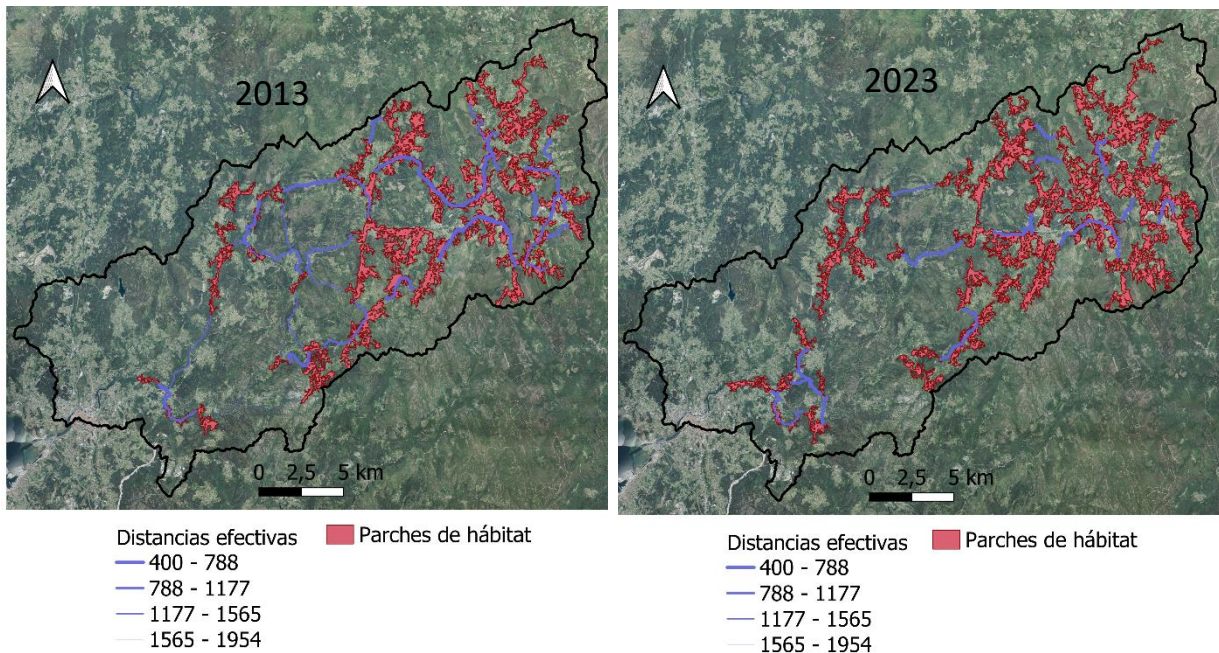


Figura 5. Comparativa entre los parches de hábitat y corredores identificados en 2013 (a) y 2023 (b).

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lézrez usando imágenes satelitales y machine learning

La figura 6 muestra nodos correspondientes a los parches de hábitat, su centralidad de intermediación y sus conexiones con otros nodos. En ambas situaciones, los parches con una mayor área tienden a ser más relevantes, aunque su posición parece más relevante que el área del parche, aquellos parches que se encuentran en la zona central tienen valores más elevados. Aunque la superficie hábitat potencial para 2023 es superior a la de 2013, algunos de los caminos en la parte sur de la cuenca han desaparecido y algunos parches alcanzan valores mayores en 2013 en relación a 2023. También es necesario considerar que el análisis solo tiene en cuenta la cuenca del río Lézrez, la cual no se encuentra aislada, sino que está en comunicación con el resto del territorio. Además, no solo la superficie y posición del parche de hábitat son relevantes, la calidad de hábitat es otro factor relevante en su posible colonización (Robles & Ciudad, 2012), es posible que la fauna elija como hábitat parches más pequeños si se encuentran en un buen estado de conservación y evite otros más degradados a pesar de su tamaño y localización. Esto podría ocurrir en ZEC del bosque ribera del río Lézrez (ES1140002), localizado en el suroeste de la cuenca. El cual debido a su anchura reducida y baja extensión no es fácilmente identificable como parche de hábitat, y se encuentra alejado del resto de parches identificados, sin embargo, debido a su estado de conservación su relevancia podría ser mayor a la mostrada en la figura 6.

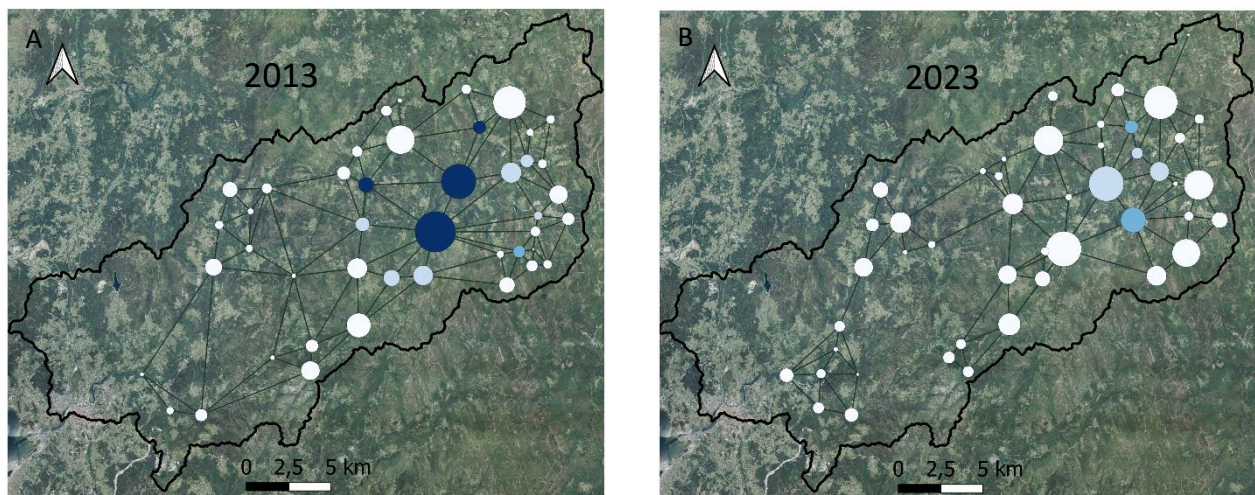


Figura 6. Comparativa entre la centralidad de intermediación (BC) de los parches de hábitat en 2013 (a) y 2023 (b). El tamaño del nodo es proporcional al tamaño del parche y los nodos más oscuros tienen una mayor centralidad de intermediación.

Los resultados de probabilidad de conexión (PC) y conectividad equivalente (EC) muestran un incremento en 2023 respecto a 2013 (figura 7), y aumentan a medida que se consideran distancias de dispersión mayores. La probabilidad de conexión entre dos puntos aleatorios en 2013 varió desde 0,00048 considerando 1000m de distancia de dispersión y 0,00121 considerando 9000m para 2013, mientras que en 2023 varió entre 0,0056 (1000) y 0,00143

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

(9000m). De igual manera, la conectividad del patrón de parches y caminos identificado era equivalente a la de una superficie uniforme de bosque de frondosas de entre 21,74 km² (1000 m) y 37,64 km² (9000 m) en 2013, mientras que en 2023 lo fue de entre 23,50 km² (1000 m) y 37,64 (9000 m). El índice integral de conectividad, el cual valora la conectividad general de la cuenca con una escala de 0 y 1 y no es sensible a la distancia de dispersión supuesta varió entre 0,0007 en 2013 y 0,00084 en 2023. La mejora en las tres métricas está probablemente relacionada con la expansión del bosque de frondosas. Otras investigaciones también coinciden en un aumento generalizado en la cobertura forestal en Europa durante las últimas décadas (Palmero-Iniesta et al., 2021), seguramente como consecuencia del abandono de tierras agrícolas (Castillo et al., 2020).

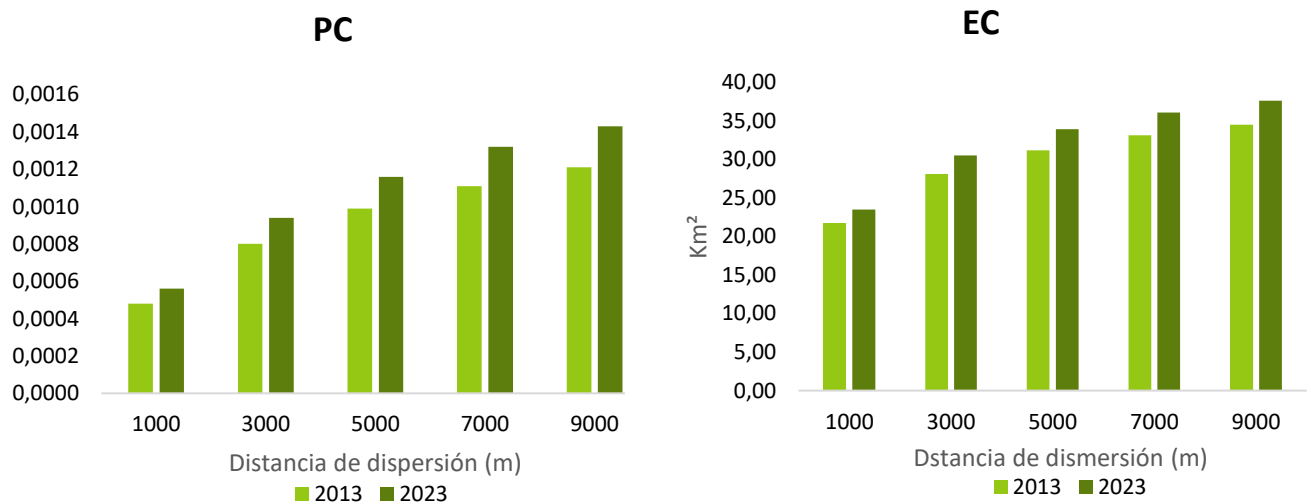


Figura 7. Probabilidad de conexión y conectividad equivalente Comparativa entre la probabilidad de conexión (PC) y conectividad equivalente (EC) en 2013 y 2023 para las diferentes distancias de dispersión.

El conocimiento de las coberturas de suelo y corredores ecológicos, así como su evolución es clave en materia de gobernanza ambiental y el uso de técnicas de teledetección constituye una potente herramienta para su evaluación

Limitaciones metodológicas

Para este estudio, se tuvo en cuenta un periodo de 10 años, el cual se trata de un periodo algo limitado para observar variaciones importantes en las coberturas de suelo del territorio. A pesar de ello, aunque se optó por utilizar Landsat para obtener el rango temporal más extenso posible, considerando la fragmentación del territorio en Galicia, el uso de otros satélites como Sentinel

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

con una resolución espacial más fina, podría arrojar una representación más precisa y detallada de la cobertura terrestre debido a un menor tamaño de pixel.

Este se trata de un estudio exploratorio en el que se han identificado parches de hábitat y corredores ecológicos potenciales, para ello se ha tenido en cuenta un criterio de superficie mínima y distancia de dispersión, sin embargo, la fauna podría colonizar o no dichos parches. Conocer la ocupación de los diferentes parches y el uso de los caminos identificados implicaría un intenso trabajo de captura y recaptura. No obstante, el trabajo realizado consigue identificar los potenciales parches de hábitat y corredores ecológicos en el área de estudio con un esfuerzo mucho menor.

CONCLUSIONES

Este estudio ha analizado con éxito la conectividad ecológica en la cuenca de río Lérez, proporcionando información relevante en materia de ordenación territorial. Se ha observado un aumento generalizado de la superficie forestal entre 2013 y 2023, incluyendo un incremento en la clase de bosque de frondosas de un 2,16% respecto al total de la cuenca. Se han identificado potenciales parches de hábitat y caminos para la fauna terrestre. Las métricas probabilidad de conexión (PC), conectividad equivalente (EC) e índice integral de conectividad (IIC) muestran un aumento en la conectividad en 2023 respecto a 2013, debido principalmente al aumento de la superficie de bosque de frondosas. Además, la identificación de parches de hábitat mediante teledetección, el uso de métricas y grafos han demostrado ser herramientas útiles en la evaluación de la conectividad potencial frente a otros métodos basados en modelos de poblaciones mucho más exigentes.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación forma parte proyecto TED2021-130241A-I00 financiado por MICIU/AEI /10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR (A. Vidal y X. Álvarez) y C. Acuña-Alonso agradece al Programa Postdoctoral de la Xunta de Galicia (ED481B-2023-042). La financiación para el acceso abierto fue proporcionada por la Universidade de Vigo/CISUG.

BIBLIOGRAFÍA

- AEMET. (2024). *Pontevedra: Pontevedra - Agencia Estatal de Meteorología - AEMET. Gobierno de España*.
<https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=1484C&k=undefined>
- Alemu, M. M. (2016). Biodiversity and Protected Areas. *Journal of Sustainable Development*, 9(2), 67. <https://doi.org/10.5539/JSD.V9N2P67>
- Belgiu, M., & Drăgu, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2016.01.011>
- Bodin, Ö., & Saura, S. (2010). Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling*, 221(19), 2393–2405. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2010.06.017>
- BOE. (2021). *Ley 11/2021, de 14 de mayo, de recuperación de la tierra agraria de Galicia*. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2021-10669>
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2020). Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45, 101173. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2020.101173>
- Cabalar, M., Martí, A., & Royé Lurralde, D. (2016). *REFLEXIÓN SOBRE LOS PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN DE LA RED NATURA 2000 EN GALICIA (NW ESPAÑA) ALBERTO MARTÍ EZPELETA DOMINIC ROYÉ*. 69–88.
- Castillo, C. P., Aliaga, E. C., Lavallo, C., & Llarío, J. C. M. (2020). An Assessment and Spatial Modelling of Agricultural Land Abandonment in Spain (2015–2030). *Sustainability 2020*, Vol. 12, Page 560, 12(2), 560. <https://doi.org/10.3390/SU12020560>
- Chailloux, M., Tarabon, S., Papet, G., Amsallem, J., & Vanpeene, S. (2024). *MitiConnect: a QGIS plugin to assess mitigations scenarios impact on an ecological network using landscape graphs*.
- Clark, J. S., Ferraz, G. A., Oguge, N., Hays, H., & Dicostanzo, J. (2005). HIERARCHICAL BAYES FOR STRUCTURED, VARIABLE POPULATIONS: FROM RECAPTURE DATA TO LIFE-HISTORY PREDICTION. 2232 *Ecology*, 86(8), 2232–2244. <https://doi.org/10.1890/04-1348>
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4(8), 1300–1305. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PBIO.0040277>
- Düntsch, I., & Gediga, G. (2019). Confusion Matrices and Rough Set Data Analysis. *Journal of Physics: Conference Series*, 1229(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1229/1/012055>

CONAMA 2024

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lérez usando imágenes satelitales y machine learning

- European Space Agency. (2015). *Sentinel-2*.
https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2
- Fagan, W. F., & Calabrese, J. M. (2006). Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. *Connectivity Conservation*, 297–317.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.014>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.
<https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.34.011802.132419>
- García, O., & Ruiz, F. (2003). A growth model for eucalypt in Galicia, Spain. *Forest Ecology and Management*, 173(1–3), 49–62. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00817-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00817-9)
- Gobierno de España. (2024). *Presentación - Plan Nacional de Ortofotografía Aérea*.
<https://pnoa.ign.es/web/portal/pnoa-imagen/presentacion>
- Gobierno Vasco. (2016). *Infraestructura verde de la CAPV Propuesta metodológica para la identificación y representación de la infraestructura verde a escala regional de la CAPV*.
- Google. (2024). *Explora Street View y sube tus propias imágenes en 360° a Google Maps*.
<https://www.google.es/intl/es/streetview/>
- Henein, K., Wegner, J., & Merriam, G. (1998). Population effects of landscape model manipulation on two behaviourally different woodland small mammals. *Oikos*, 81(1), 168.
<https://doi.org/10.2307/3546479>
- IGN. (2014). Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España. [Capa vectorial]. *Instituto Geográfico Nacional*.
<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/buscadorCatalogo.do?codFamilia=SIOSE>
- Karasiak, N. (2016). *dzetsaka: Classification tool — QGIS Python Plugins Repository*.
<https://plugins.qgis.org/plugins/dzetsaka/>
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1), 19–26.
<https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.08.006/ASSET/OF6FA3A0-5727-4F75-8747-D6780EB3193C/MAIN.ASSETS/FX2.GIF>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*.
www.islandpress.org
- Minor, E. S., & Urban, D. L. (2007). GRAPH THEORY AS A PROXY FOR SPATIALLY EXPLICIT POPULATION MODELS IN CONSERVATION PLANNING. *Ecological Applications*, 17(6), 1771–1782. <https://doi.org/10.1890/06-1073.1>
- MITECO. (2024). *Catálogo servicios WMS Biodiversidad y Bosques*.

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lerez usando imágenes satelitales y machine learning

https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/directorio_datos_servicios/biodiversidad/wms_bdn.html

Palmero-Iniesta, M., Pino, J., Pesquer, L., & Espelta, J. M. (2021). Recent forest area increase in Europe: expanding and regenerating forests differ in their regional patterns, drivers and productivity trends. *European Journal of Forest Research*, 140(4), 793–805. <https://doi.org/10.1007/S10342-021-01366-Z/TABLES/1>

Pérez, M. F. M. (2020). O eucalipto: problema ou oportunidade? *Recursos Rurais*, 0(15), 35–42. <https://doi.org/10.15304/rr.id6623>

Perpiña Castillo, C., Jacobs-Crisioni, C., Diogo, V., & Lavallo, C. (2021). Modelling agricultural land abandonment in a fine spatial resolution multi-level land-use model: An application for the EU. *Environmental Modelling & Software*, 136, 104946. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOF.2020.104946>

QGIS. (2024). *Spatial without Compromise* · QGIS Web Site. <https://www.qgis.org/>

Robles, H., & Ciudad, C. (2012). Influence of habitat quality, population size, patch size, and connectivity on patch-occupancy dynamics of the middle spotted woodpecker. *Conservation Biology : The Journal of the Society for Conservation Biology*, 26(2), 284–293. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2011.01816.X>

Saura, S., & de la Fuente, B. (2017). Connectivity as the Amount of Reachable Habitat: Conservation Priorities and the Roles of Habitat Patches in Landscape Networks. *Learning Landscape Ecology*, 229–254. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4_14

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(2), 407–416. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2010.06.011>

Storey, J., & Barsi, J. (2005). *LANDSAT 7 SCAN LINE CORRECTOR-OFF GAP-FILLED PRODUCT DEVELOPMENT*.

Tilman, D., & Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461), 363–365. <https://doi.org/10.1038/367363A0>

Tolkkinen, M., Vaarala, S., & Aroviita, J. (2021). The Importance of Riparian Forest Cover to the Ecological Status of Agricultural Streams in a Nationwide Assessment. *Water Resources Management*, 35(12), 4009–4020. <https://doi.org/10.1007/S11269-021-02923-2/FIGURES/3>

USGS. (2024a). *EarthExplorer*. <https://earthexplorer.usgs.gov/>

USGS. (2024b). *Landsat 7*. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-7>

USGS. (2024c). *USGS EROS Archive - Landsat Archives - Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) and TIRS (Thermal Infrared Sensor) Level-1 Data Products*. United States Geological Survey.

Evaluación de la conectividad en la cuenca del río Lézrez usando imágenes satelitales y machine learning

<https://doi.org/https://doi.org/10.5066/P975CC9B>

Vangi, E., D'amico, G., Francini, S., Giannetti, F., Lasserre, B., Marchetti, M., & Chirici, G. (2021). The New Hyperspectral Satellite PRISMA: Imagery for Forest Types Discrimination. *Sensors* 2021, Vol. 21, Page 1182, 21(4), 1182. <https://doi.org/10.3390/S21041182>

Virgós, E., & García, F. J. (2002). Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: the role of fragment size, isolation and habitat structure. *Acta Oecologica*, 23(4), 231–237. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01142-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01142-6)

Witing, F., Forio, M. A. E., Burdon, F. J., Mckie, B., Goethals, P., Strauch, M., & Volk, M. (2022). Riparian reforestation on the landscape scale: Navigating trade-offs among agricultural production, ecosystem functioning and biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1456–1471. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14176>

Xunta de Galicia. (2024). *Centro de descarga de ficheros*. Información Xeográfica de Galicia. <https://mapas.xunta.gal/es/mapas/informacion-geografica/centro-de-descargas>