

DANIEL DÍAZ ALBA^a

VANESA MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ^b

DIEGO GARCÍA DE JALÓN^c

SEGUIMIENTO AMBIENTAL EN RIBERAS MEDIANTE TECNOLOGÍA LiDAR

RESUMEN

Las metodologías y herramientas que permitan conocer la evolución del corredor ripario tras actuaciones de restauración ecológica son imprescindibles para monitorizar la eficiencia de las acciones desarrolladas y el cumplimiento de los objetivos del proyecto. El uso de la tecnología LiDAR, la clasificación de imágenes y el uso de herramientas SIG facilitan el seguimiento de las acciones de restauración. En este artículo se expone una metodología de seguimiento de la evolución del corredor ripario en el marco de un proyecto de restauración para un caso de estudio que consistió en la eliminación de un azud en el río Lozoya. Este seguimiento se ha basado en cuantificar los cambios en variables dendrométricas (altura, diámetro y biomasa) y dasométricas (Fracción de Cobida Cubierta) a partir de dos coberturas LiDAR PNOA, realizadas en los años 2010 y 2016, y de la clasificación de imágenes RGB PNOA. Los resultados muestran cambios en el corredor ripario asociados al crecimiento natural, aumentando el número de pies de clases medias de altura y diámetro. Por el contrario, la fracción de cobida cubierta ha disminuido y ha pasado de valores medios de en torno al 60-70 % a valores de entre el 40-50 %, como resultado de la apertura de espacios abiertos, lo que ha generado un ensanchamiento notable de la zona de cauce activo. Los cambios más relevantes se observaron en un cauce secundario,

a Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestales y Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid. C/ José Antonio Nováis, 10. 28040 Madrid. danieldiazalba11@gmail.com

b Departamento de Geología, Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN) - CSIC. C/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. vanesa.mfernandez@gmail.com

c Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestales y Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid. C/ José Antonio Nováis, 10. 28040 Madrid. diego.gjalon@upm.es

Fecha de recepción: 28-06-2021. Fecha de aceptación: 14-10-2021.

situado en la margen derecha, y en las zonas limítrofes con la lámina de agua más próxima a la antigua ubicación del azud. Finalmente, se analizaron las respuestas del corredor a la recuperación de la conectividad, así como las limitaciones y ventajas de emplear esta metodología para analizar la evolución del corredor ripario tras actuaciones de restauración ecológica.

PALABRAS CLAVE: demolición de azud; LiDAR; restauración; vegetación riparia.

ENVIRONMENTAL MONITORING OF RIPARIAN CORRIDORS USING LIDAR TECHNOLOGY

ABSTRACT

The methodologies and tools that allow knowing the evolution of the riparian corridor after ecological restoration actions are essential to monitor the efficiency of the actions carried out and the fulfillment of the restoration objectives. The use of LiDAR technology, image classification and the use of GIS tools facilitate the monitoring of restoration actions. This article presents a methodology for monitoring the evolution of the riparian corridor within the framework of a restoration project for a case study that consisted of the removal of a weir in a section of the Lozoya River. This monitoring has been based on quantifying the changes in dendrometric variables (height, diameter and biomass) and dasometric (Fraction of Covered Canopy) from two LiDAR PNOA coverages (years 2010 and 2016) and from the classification of RGB PNOA images. The results show changes in the tree mass associated with natural growth, increasing the number of middle classes in height and diameter trees. Conversely, the FCC has decreased from average values around 60-70% to values between 40-50% as the consequence of the creation of open spaces without vegetation generating a remarkable widening of the active channel. The most relevant changes were observed in a secondary channel places on the right margin and in the areas bordering the water surface closest to the old location of the weir. Finally, the responses of the corridor to the recovery of connectivity were analyzed, in addition to, and the limitations and advantages of using this methodology to analyze the evolution of the riparian corridor after ecological restoration actions.

KEYWORDS: LiDAR, restoration, riparian vegetation, weir removal.

INTRODUCCIÓN

Los corredores riparios desempeñan un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, actuando como corredores ecológicos entre el ecosistema acuático y el terrestre (Naiman & Décamps, 1997; Naiman et al., 2005), interaccionando con el funcionamiento hidrológico (Décamps et al., 2004; Dixon et al., 2016), proveyendo alimento y refugio a la fauna (Johnson et al., 1997) y aportando un valor cultural a sus espacios (Klein et al., 2015). Su composición, atributos y estructura son indicadores del estado de las zonas ribereñas y sus cauces (Gregory et al., 1991; Naiman et al., 1993). Las perturbaciones naturales, principalmente las avenidas, son la base del mantenimiento de una zona

riparia diversa, por lo que una reducción de su frecuencia e intensidad, asociadas a un régimen hidrológico alterado, produce cambios en la diversidad de hábitats, lo que afecta a su correcto funcionamiento (Ward et al., 2002), siendo la regulación de caudales por presas y embalses la alteración más frecuente.

Además, los bosques de ribera también se ven afectados globalmente por diversas actividades antrópicas, como el cambio de usos en la llanura de inundación, la reforestación de la cuenca vertiente, la entrada de especies exóticas y, más recientemente, el cambio climático (Gordon & Meentemeyer, 2006; Stromberg et al., 2007; González et al., 2010; González del Tánago et al., 2016). En las llanuras aluviales condicionadas por la actividad humana, los corredores riparios se ven limitados a ocupar espacios estrechos, por lo que presentan una alta densidad de vegetación donde la regeneración es escasa (Cordes et al., 1997; Cooper & Andersen 2012) y se favorece el proceso de estabilización y maduración de la vegetación (*vegetation encroachment*) (García de Jalón et al., 2020). En estas zonas, la construcción de estructuras transversales al cauce, como azudes para derivar agua, están muy extendidas, lo que genera una discontinuidad longitudinal en los cauces tanto para la componente biótica (peces y macroinvertebrados) como abiótica (caudales sólidos y líquidos). Aunque sean de pequeño tamaño (altura inferior a 2 m), la presencia de estas estructuras genera cambios en el funcionamiento geomorfológico e hidrológico transversal (Boix-Fayos et al., 2008), así como en la estructura de la vegetación riparia (Göthe et al., 2016).

Una forma de restaurar el buen funcionamiento del ecosistema ripario es eliminando o permeabilizando estas barreras, más aún cuando entran en desuso, con el objetivo de promover los procesos geomorfológicos e hidrológicos naturales, además de favorecer el establecimiento de especies autóctonas pioneras en los espacios perturbados, recuperando los ciclos naturales de sucesión y rejuvenecimiento del corredor (Geerling et al., 2008). La eliminación de pequeños azudes se engloba dentro de las acciones de restauración fluvial, y diversos estudios demuestran una recuperación de la diversidad y heterogeneidad del corredor tras su eliminación (Im et al., 2011; Martínez-Fernández et al., 2017). La monitorización y el seguimiento de la evolución del corredor fluvial tras este tipo de actuaciones de restauración es fundamental para analizar las consecuencias en todos los componentes del ecosistema de manera que sirva de base de conocimiento en otras actuaciones. Por lo tanto, es crucial el diseño de metodologías y protocolos que sirvan a este fin y orienten futuras intervenciones en caso de ser necesarias para alcanzar objetivos establecidos.

Particularmente, para conocer la evolución de la vegetación riparia tras una restauración o para valorar el estado actual en el que se encuentra, se suelen calcular algunos atributos asociados a cualquier masa arbolada mediante la técnica convencional de muestreo de campo. Sin embargo, en los últimos años, los muestreos de campo se han ido complementando con otras tecnologías más novedosas, como la fotogrametría o la teledetección (Huylenbroeck et al., 2021), si bien es cierto que los datos de campo son necesarios para la validación de los datos obtenidos con estas tecnologías mediante métodos estadísticos de regresión (Ortiz-Reyes et al., 2015; Laslier et al., 2019). La teledetección ofrece actualmente productos diversos, y metodologías y técnicas aplicables a la medición dendrométrica y dasométrica de masas arboladas, que complementan a los inventarios tradicionales (Ortiz-Reyes et al., 2015), como es el caso de la tecnología LiDAR (Light Detection And Ranging). Existen sistemas

LiDAR con alta y baja densidad de puntos; así, por ejemplo, el LiDAR-PNOA tiene una densidad baja. Estos sistemas permiten estimar parámetros forestales como el diámetro a la altura del pecho (DAP), y la altura, biomasa y densidad de ramas (Jochem et al., 2011; Moe et al., 2020) con resultados muy precisos (Johansen et al., 2010; Sullivan et al., 2017; Mielcarek et al., 2018; Laslier et al., 2019). Los corredores riparios, a diferencia de otras formaciones boscosas (por ejemplo, repoblaciones de coníferas o masas adhesionadas), presentan una alta complejidad estructural debido a su riqueza de especies y su estructura vertical (Fassnacht et al., 2016). Aun siendo complejo el proceso de obtención de parámetros forestales en estas masas arboladas, en las últimas décadas, se han obtenido datos de interés selvícola y forestal a partir de la teledetección para generar mapas precisos de los atributos de los corredores riparios (Riedler et al., 2015; Michez et al., 2016a, 2016b). Los datos LiDAR en corredores riparios aportan una información muy útil a través del Modelo Digital de Copas (MDC), que describe las alturas del corredor a gran escala (Michez et al., 2014). Por esta razón, la tecnología LiDAR podría contribuir al seguimiento ambiental de los corredores riparios haciendo más eficiente la valoración de los cambios a lo largo del tiempo.

En este contexto, el objetivo de este estudio es valorar la utilidad del uso de la tecnología LiDAR para el seguimiento ambiental de riberas. Particularmente, se estudian los cambios experimentados por un tramo de río sometido a una restauración fluvial –que consistió en la demolición de un azud–, considerando el contexto geomorfológico en el que tiene lugar y analizando su evolución.

En este estudio se evalúan los cambios estructurales del corredor ripario y la evolución geomorfológica entre los años 2009-2016 a través de datos LiDAR, ortofotografías aéreas y trabajo de campo tras la demolición de un azud en el año 2009, para conocer si ha mejorado la conectividad funcional y estructural de la vegetación riparia.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

En el tramo de estudio tuvo lugar la demolición de un azud en el año 2009 (ETRS89; UTM30N; X:430.683, Y: 4.530.068) dentro del “Proyecto de mejora de la continuidad longitudinal del cauce del río Lozoya, aguas arriba de la presa de Pinilla, ubicado en el Término Municipal de Pinilla del Valle, Comunidad de Madrid” (figura 1), con los objetivos de mejora de la continuidad longitudinal y la mejora de la composición y estructura de la vegetación de ribera (Infraeco, 2009). Con una cuenca vertiente de 1.265 km², este río nace en el extremo occidental del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, a 2.428 m de altitud y desemboca en el río Jarama, a 692 m. La cuenca presenta una pendiente media del 24 % y gran parte de su superficie está ocupada por bosques (CORINE Land Cover, 2012) según el Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España (SIOSE), disponible en <https://www.siose.es/>. Su litología está dominada por materiales silíceos, gneises paleozoicos y granitos del Carbonífero que ocupan casi todo el curso del río. La cuenca está influenciada por un clima mediterráneo húmedo y presenta una temperatura media anual de 10,4 °C y una precipitación media anual

de 520 mm. El Lozoya está integrado en el grupo de ríos de media montaña según la clasificación de los ríos ibéricos de Masachs (1948). Está catalogado dentro de los ríos de montaña mediterránea silíceo (código del tramo, ES030MSPF0450010). El régimen de caudales se encuentra regulado en sus tramos medio y bajo por una secuencia de grandes presas. En periodos previos a 1972 presenta un régimen nival, mientras que en los periodos más recientes la tendencia es hacia un régimen pluvial, debido a la pérdida de su máximo absoluto del deshielo (González del Tánago et al., 2016). El caudal medio anual del río según la estación de aforos de Paular (ETRS89; UTM30N; X: 425.430, Y: 4.522.276) es de 1,37 m³/s de 1967 a 2015 y de 4,84 m³/s de la estación de aforo de Pinilla (UTM30; X: 434.830, Y: 4.533.015). El embalse de Pinilla tiene caudales regulados desde 1967 para suministro de agua y generación de energía hidroeléctrica.

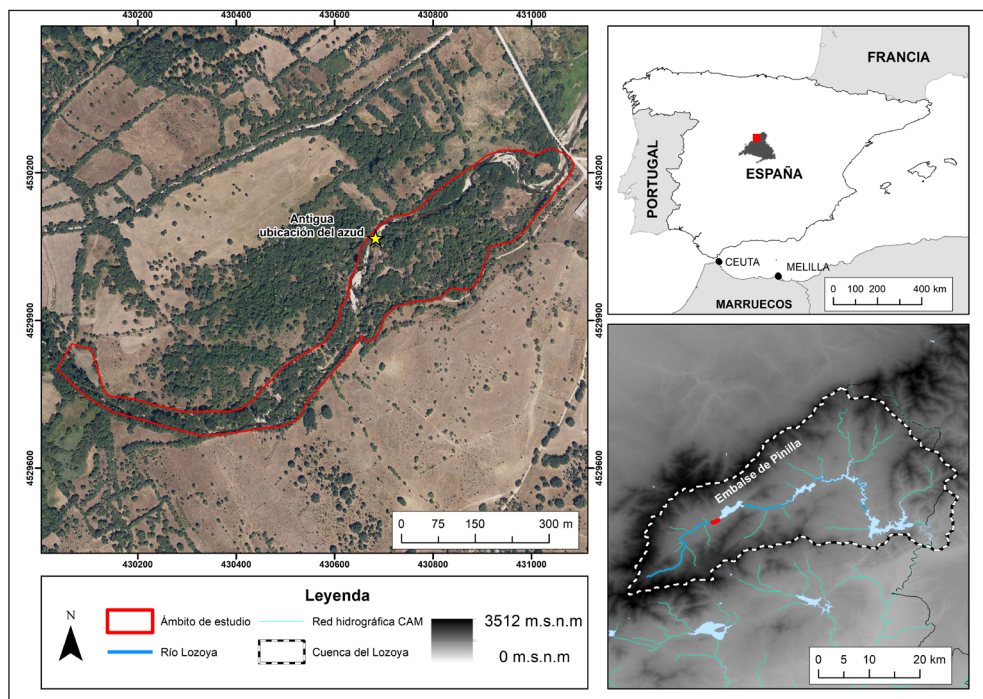


Figura 1. Localización del área de estudio. Ortofoto del PNOA correspondiente al año 2016. Fuente: Instituto Geográfico Nacional.

El tramo de estudio tiene una longitud de 1,4 km y se ubica aguas arriba del embalse de Pinilla, siendo el límite inferior la cola de este embalse. En primer lugar, se digitalizó el cauce, entendiendo por tal la zona funcional que incluye lámina de agua, sedimentos y llanura de inundación del río Lozoya

en el año 1956. La superficie total del polígono generado fue de 11,95 ha y se utilizó como punto de partida para los análisis posteriores.

Caracterización geomorfológica del tramo mediante fotointerpretación

Se analizaron los cambios geomorfológicos de los últimos 60 años mediante la interpretación de ortofotos de los años 1956 (junio), 1980 (junio), 2002 (octubre), 2009 (junio), 2014 (julio) y 2017 (agosto), con un tamaño de píxel de 0,5-1 m para las ortofotos de 1956, 0,25-0,50 m para los vuelos de 1977, 2002, 2009 y 2014 y 0,2-0,35 m para el vuelo más reciente de 2017, disponibles en el Centro Nacional de Información Geográfica de España. Las formas del cauce se digitalizaron manualmente en los seis años para analizar los cambios en la geomorfología del río utilizando como punto de partida el área de ocupación fluvial del año 1956 utilizando ArcGIS (v10.1). Se distinguieron un total de cinco clases: (i) cauce activo (lámina de agua y barras de gravas), (ii) barras de gravas parcialmente vegetadas, (iii) zonas antropizadas (incluyendo sendas, caminos, pistas o cultivos), (iv) zonas parcialmente cubiertas por vegetación leñosa y (v) zonas totalmente cubiertas por vegetación leñosa.

Caracterización de la estructura de la vegetación riparia mediante tecnología LiDAR entre 2010 y 2016

Procesado de datos LiDAR

Los datos LiDAR fueron obtenidos del proyecto PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea). Según esta fuente, se trata de sensores LiDAR aerotransportados, que obtienen una nube de puntos con una densidad de 0,5 puntos/m² en la primera cobertura y de 0,5-4 puntos/m² en la segunda cobertura, pero existen excepciones en las que la densidad es aún mayor (proyecto PNOA-LiDAR). La nube de puntos correspondiente al año 2010 se realizó con un sensor de frecuencia de escaneo mínima de 70Hz, debiendo alcanzar un mínimo de 40 Hz con un campo de visión transversal (FOV) de 50°, la frecuencia de pulso mínima de 45 kHz, asumiendo un FOV de 50° y un máximo alcance de hasta 3.000 m, cumpliendo una densidad media 0,5 puntos/m². En el caso de la nube de puntos del año 2016, se realizó con una frecuencia de escaneo y pulso igual que en el año 2010, aumentando la densidad media de puntos a 1 punto/m².

Para el tramo de estudio se han empleado los archivos LAZ correspondientes a dos cuadrículas 2 × 2 km de la primera cobertura LiDAR-PNOA (0,5 pto/m²) con fecha de 23/10/2010 y 26/10/2010 (PNOA-2010-LOTE7-CYL-MAD-430-4530 y PNOA-2010-LOTE7-CYL-MAD-430-4532). En relación con la segunda cobertura, se han utilizado cuatro archivos LAZ, ya que la malla de la segunda cobertura en algunas zonas es de 1x1 km (PNOA-2016-MAD-430-4530, PNOA-2016-MAD-430-4531, PNOA-2016-MAD-431-4530 y PNOA-2016-MAD-431-4531) con una densidad de 1 pto/m². Las pasadas de estos vuelos (2.ª cobertura LiDAR-PNOA) se realizaron en septiembre de 2016.

El procesado de las dos nubes de puntos LiDAR (2010 y 2016) se realizó en Global Mapper V.20. (producido por Blue Marble Geographics Company). Para ello, se realizó un filtrado de puntos

(mediante la herramienta Filter LiDAR Data), que incluía en primer lugar los clasificados como suelo. A partir de los puntos clasificados como suelo se generó (mediante el método *Binning* con la opción del mínimo valor) el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) con el objetivo de normalizar la nube de puntos, y se obtuvieron las cotas del terreno. A continuación, se incluyeron los puntos clasificados como suelo más vegetación y se generó el Modelo Digital de Superficies (DSM) mediante el método de *Binning* (con la opción del máximo valor). La diferencia entre ambos modelos (DSM-MDE) tiene como resultado el Modelo Digital de Superficies Normalizadas (MDSn). El MDE se generó para el año 2010 y 2016 con el mismo tamaño de píxel, reduciendo la resolución del año 2016 para igualarla en ambas fechas, al igual que en el caso del DSM. El tamaño del píxel de la capa resultante (MDSn) fue de 1,55 m de paso de malla (2,4 m²).

Estimación de variables dendrométricas y dasométricas de la vegetación riparia

En primer lugar, se realizó la clasificación de las manchas de vegetación en las imágenes con el fin de conocer las clases de cobertura presentes y se diferenció entre vegetación leñosa y otras coberturas, delimitando los contornos de copa. El cálculo de los datos de altura del dosel únicamente se realizó para las manchas con presencia de vegetación media y alta (superior a 1,5 m de altura).

Para ello, se utilizó el complemento SCP (Semi-Automatic Classification Plugin) en el *software* QGIS 3.2.3. (Quantum GIS Development Team 2018). Esta clasificación semiautomática o supervisada cataloga las imágenes según su firma espectral mediante un entrenamiento automático utilizando regiones de interés (ROI) y ha sido validada mediante el coeficiente Kappa (Cohen, 1960).

La clasificación se obtuvo a partir de las ortofotos del PNOA (años 2009 y 2017), que contienen tres bandas (rojo, verde y azul), junto con imágenes de satélite multispectrales que contienen la banda del infrarrojo, concretamente Sentinel 2 para agosto de 2017 y Landsat 7 para agosto de 2009. Con el objetivo de mejorar la clasificación de las imágenes, se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, o NDVI (Rouse et al, 1974), gracias a la incorporación de las imágenes multispectrales.

Para la realización del entrenamiento previo a la clasificación (mediante ROI, algoritmo de región incremental obtenido de manera automática), se han definido un total de 4 clases y 22 subclases representativas de la zona analizada. El resultado final es una clasificación de las coberturas en cuatro clases: suelo desnudo (referidos a cualquier superficie carente de vegetación), agua, vegetación (vegetación leñosa, ya sea arbustiva o arbórea) y pastizal (figura 2). Las subclases se emplean para el entrenamiento; por ejemplo, son áreas ocupadas por vegetación leñosa (clase vegetación) y sirven para mejorar el clasificador (valores espectrales de la imagen), de manera que los conjuntos de entrenamiento de cada subclase forman las clases.

En segundo lugar, para la obtención de árbol individual a partir del MDSn se empleó la delimitación de su copa sobre la base de la segmentación de cuencas por morfología matemática (Beucher & Meyer, 2018). Para obtener la cuenca de cada árbol, fue necesario calcular la inversa de la MDSn, lo que generó como capa resultante el MDSn'. A partir del MDSn' se calculó la dirección de flujo y el flujo acumulado, como pasos previos a obtener las cuencas del dosel arbóreo. A partir de estas cuencas se obtuvieron los contornos de copa mediante la intersección de las cuencas con la clasificación de

imágenes supervisada. La capa resultante se corresponde con los contornos de copa individualizados. Finalmente, se extraen los datos de tipo ráster sobre la base de las geometrías de cuenca y se obtiene el máximo valor que alberga cada contorno, que se corresponde con la altura para cada árbol así segmentado (figura 2). Únicamente se incluyeron aquellos pies con altura mayor de 1,5 m siguiendo a diferentes autores (Michez et al., 2013).

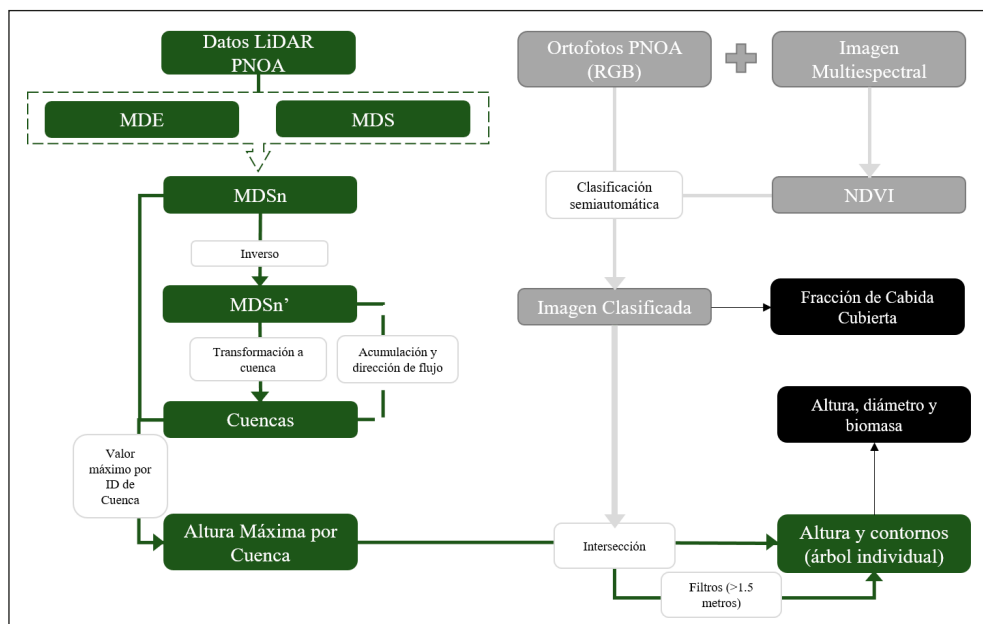


Figura 2. Metodología propuesta para la obtención de las alturas y el contorno de copa individual.

Por último, y una vez obtenidas las alturas de los árboles individuales, en función de la altura de los árboles derivada de la segmentación y del MDSn, se estimaron el diámetro a la altura del pecho (DAP, cm) y la biomasa (kg/m^2). Además, a partir de la imagen clasificada se estimó la fracción de cubierta cubierta (FCC en porcentaje) como parámetro dasométrico de espesura.

El DAP se estimó a partir de la relación obtenida entre la altura y el diámetro de individuos medidos en campo (figura 3) y considerando una masa riparia arbórea mixta ($R^2 = 0,77$). En el caso de la biomasa, se estimó a partir de la ecuación de Tealdi et al. (2010), que relaciona la biomasa aérea con las características geométricas de los árboles:

$$V = \frac{n_v \cdot \rho_v \cdot H \cdot \pi \cdot D^2}{4} \text{ tn}/\text{m}^2 \quad (\text{Eq. 1})$$

Donde n_v es el número de ramas por superficie, ρ_v es la densidad de madera, H es la altura del árbol y D es el diámetro a la altura del pecho (DAP). En referencia a n_v se estima en 0,46 ramas/m² de acuerdo con Rodríguez-González et al. (2010). Por otro lado, ρ_v para masas mixtas riparias se estima en 0,725 tn/m³ (Wangaard, 1979).

La FCC se obtuvo a partir de una malla regular de 10 × 10 m de tamaño, donde se calculó la superficie total clasificada como vegetación frente a la superficie total del píxel, obteniendo la FCC en porcentaje de cada celda.

$$FCC (\%) = \frac{S_{pixel} - S_{classveg}}{S_{pixel}} * 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Donde s_{pixel} es la superficie del píxel en m² y $s_{classveg}$ es la superficie clasificada como vegetación en m².

Validación de variables dendrométricas y dasométricas

La información obtenida a partir de LiDAR y el procesamiento según la metodología expuesta fue validada con mediciones en campo. Se muestrearon cinco parcelas circulares de radio 15 metros (n=54 individuos) en la zona de estudio, donde se midieron mediante telémetro láser (TruPulse 200B) y forcípula de brazo móvil las alturas y los diámetros a la altura del pecho (h=1,3 metros) de todos los individuos ubicados en el interior de la parcela circular. Estos datos de campo servirán para conocer el grado de correlación entre las variables obtenidas a partir de la nube de puntos LiDAR y los datos medidos en campo.

La clasificación automática realizada mediante el *plugin* SCP en QGIS fue validada mediante una evaluación de exactitud utilizando el coeficiente Kappa (Cohen, 1960), con el objetivo de conocer el error entre los entrenamientos y la clasificación final.

RESULTADOS

Validación de la clasificación automática de coberturas y de variables dendrométricas y dasométricas

Tras realizar la clasificación automática de coberturas, el coeficiente Kappa resultante es de 0,94 y 0,89 para los años 2009 y 2017 respectivamente, lo que se considera aceptable. Respecto a la elevación de los ejemplares de la parcela medidos en campo en comparación con los datos obtenidos a partir de la nube de puntos LiDAR (MDSn), la regresión tuvo un R² de 0,96 y un RMSE de 0,77 m (figura 3), con una diferencia media de 77 cm entre la altura de los árboles medida a partir del telémetro láser y la elevación LiDAR. Por lo tanto, las alturas calculadas a partir de la nube de puntos LiDAR son consideradas lo suficientemente precisas para el propósito del presente estudio.

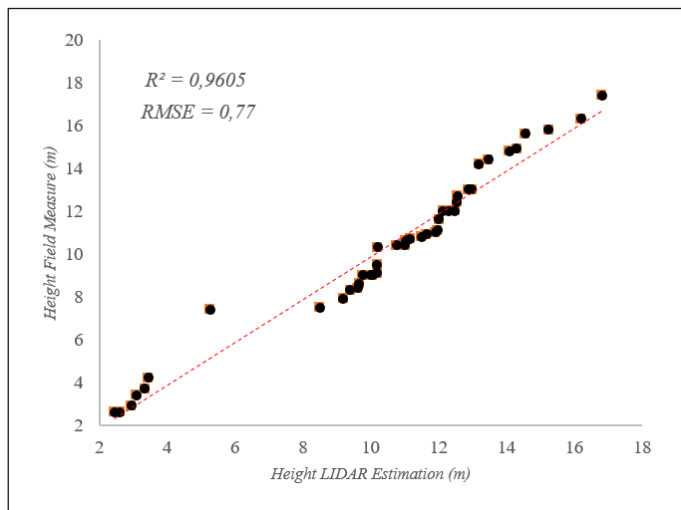


Figura 3. Relación de la variable altura de árbol obtenida en campo (observado) frente a la altura obtenida con LiDAR (predicho).

Evolución de las cubiertas del cauce en las últimas décadas (1956-2017)

La trayectoria evolutiva del cauce del río Lozoya y su estructura a partir de cinco clases de coberturas se expone en la figura 4. En el año 1956, la superficie de cauce activo y barras parcialmente vegetadas era mayor que en los años posteriores, en torno al 25 % (2,92 ha) de la superficie total. En el año 1977, la ortofoto muestra una superficie grande ocupada por el embalse de Pinilla debido a que en ese año se encontraba muy próximo al límite de su capacidad; aun así, la superficie vegetada, al igual que en el año 1956, era inferior al 50 % (5,24 ha) de la superficie total. Entre los años 1977 y 2002 se produjo un aumento considerable del área vegetada en detrimento del cauce activo y las barras parcialmente vegetadas, pasando de 5,24 ha de zonas cubiertas por vegetación leñosa en 1977 a 7,62 en 2002 (figura 4).

En el año correspondiente al inicio del proyecto de demolición (año 2009), la situación del corredor era muy similar a la de siete años atrás (2002), cuando las zonas totalmente vegetadas por vegetación leñosa ocupaban más del 60 % (7,95 ha) de la superficie de influencia fluvial. En torno al 15 % (1,66 ha) estaba ocupado por espacios de vegetación escasa, un 20 % (2,13 ha) de cauce activo y no se encontraron barras de gravas parcialmente vegetadas. Tras la demolición del azud, en el año 2014 se observan cambios en las formas del cauce: aumentan ligeramente las superficies parcialmente vegetadas, aparecen nuevas zonas de colonización, tanto barras de gravas desnudas como parcialmente vegetadas (5 %) en las zonas próximas al cauce, que pasan de 0 en 2009 a 0,41 ha en 2014. Finalmente, analizando la ortofotografía más actual (2017), se aprecia un ligero aumento de las superficies tanto parcial como totalmente vegetadas, mientras que el resto de las formas se mantienen constantes

durante los tres años de transición. Cabe destacar que desde el año 2009 se observa una heterogeneidad mayor en las formas, apareciendo nuevos espacios abiertos en los tramos próximos al cauce activo, que es la zona donde más patentes son los cambios inducidos por la recuperación de la conectividad.

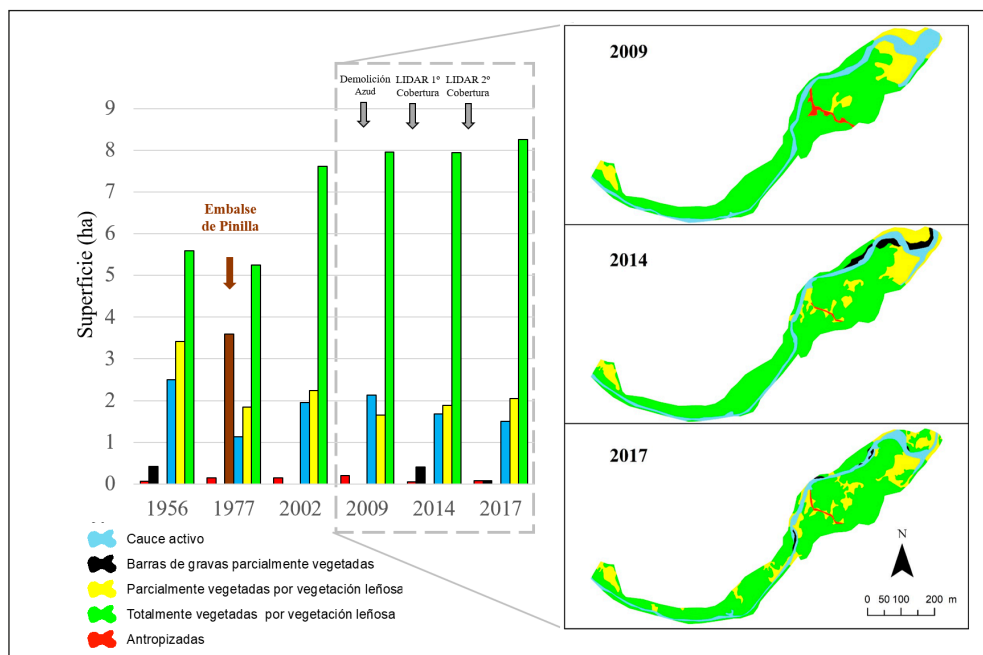


Figura 4. Evolución de las clases de cubiertas consideradas en las ortofotos (1956, 1977, 2002, 2009, 2014, 2017) en el tramo de estudio. La barra marrón en el año 1977 se corresponde con la lámina de agua del embalse de Pinilla.

Evolución de la vegetación mediante LiDAR (2010-2016)

Los cambios obtenidos en las variables dendrométricas (altura, DAP y biomasa) siguen una tendencia común de aumento tras la eliminación del azud según sus valores medios expuestos en la tabla 1. Sin embargo, en el caso de la FCC, se observa un descenso importante de la cobertura vegetal arbórea media tras la restauración y un aumento de la amplitud de los porcentajes de cobertura (tabla 1). Este descenso de cobertura contrasta con el aumento de pies arbóreos ($n=956$ en el año 2010 a $n=1.018$ en el año 2016), que podría ser debido al incremento de crecimiento vegetativo, así como al regenerado de nuevos individuos gracias a la apertura de nuevos espacios que fomenta esa restauración, más que a un incremento de superficie arbórea dado el reducido aumento que se muestra en la figura 4.

Tabla 1. Resultados de las variables dendrométricas y dasométricas medidas en 2010 y 2016.

*El número de pies totales es en valor absoluto, no se corresponde con la media ni la SD (desviación típica).

Variable	2010 (media \pm SD)	2016 (media \pm SD)
Altura (m)	10,37 \pm 4,01	11,07 \pm 3,33
DAP(cm)	30,44 \pm 16,68	33,21 \pm 15,69
FCC (%)	67,05 \pm 26,62	42,34 \pm 28,42
Biomasa (tn/m ²)	0,35 \pm 0,63	0,42 \pm 0,49
Densidad (pies/ha)	75,20 \pm 80,40	79,25 \pm 83,35
Número de pies totales*	956	1018

En cuanto a la evolución de la distribución de alturas, se observa un aumento del número de ejemplares de las clases de altura intermedia, particularmente de la clase 10-15 m (figura 5A). Tras la restauración, el número de pies menores con una altura inferior a 10 m ha disminuido, al igual que los ejemplares de mayor tamaño (aquellos superiores a 15 m). En el caso de las clases diamétricas (figura 5B), se ve un aumento del número de individuos con diámetros comprendidos entre los 20 y 60 cm, que probablemente haya sido favorecido por el crecimiento de los individuos de la clase diamétrica más pequeña en este periodo. Por el contrario, el número de ejemplares pertenecientes a la clase diamétrica menor (<20 cm) ha disminuido (\approx 150 individuos), al igual que el de los árboles de mayor clase diamétrica tras la demolición del azud. En referencia a la biomasa, se ha observado una reducción considerable de las aportaciones de biomasa de los pies de menor tamaño, que se ha compensado con el aumento de las toneladas obtenidas en los pies medianos (figura 5C).

La FCC es la variable que presenta un cambio más destacado (figura 5D). En el año 2010, las áreas de coberturas superiores al 60 % dominaban el corredor ripario, mientras que, tras la restauración, la apertura de espacios libres ha propiciado que sean más frecuentes áreas con coberturas por debajo del 60 %, siendo dominante un valor por debajo del 20 %.

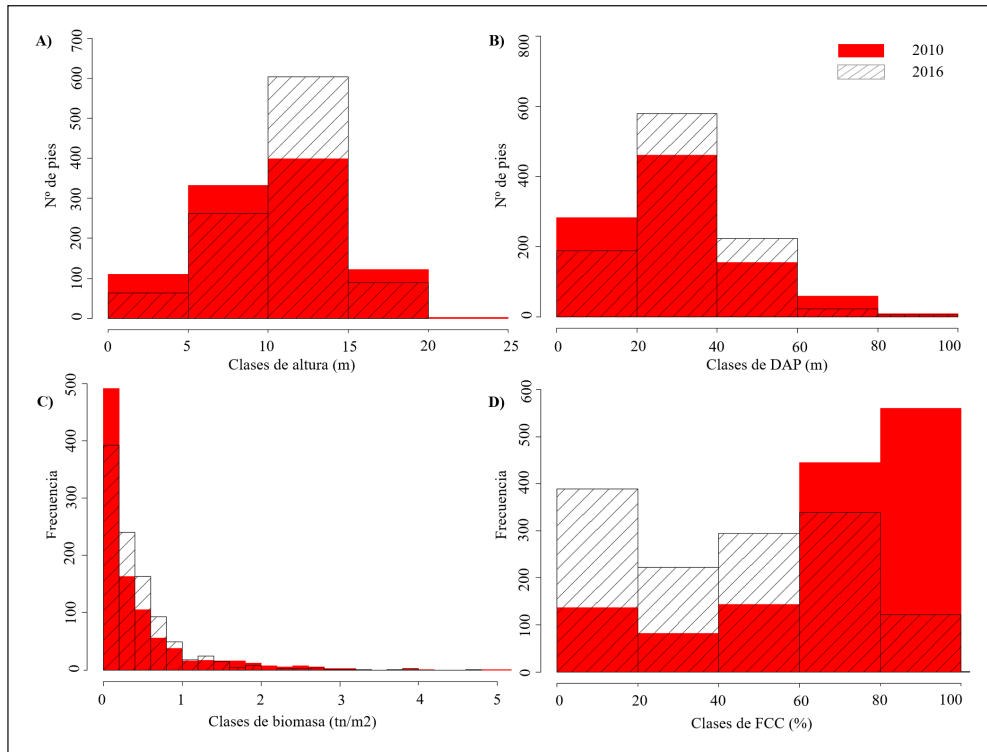


Figura 5. Distribución de frecuencias superpuestas (tramas diagonales año 2016, rojo 2010) de las variables A) altura, B) diámetros, C) FCC y D) biomasa en el tramo de estudio para los años 2010 y 2016.

La distribución espacial de los cambios en el tramo proporciona un resultado visual que permite comprender mejor la dimensión de los cambios propiciados por la eliminación del azud en 2009 (figura 6). La magnitud de las alturas, los diámetros y la biomasa ha disminuido en la margen derecha de la parte final del tramo de estudio, además de en la zona próxima al cauce donde se ubicaba el azud (figura 6A- F, recuadros discontinuos 1 y 2).

Por otro lado, en la parte inicial del tramo, más confinado y denso, no se han observado cambios relevantes en la vegetación, salvo el crecimiento natural de la masa tras los seis años analizados. Pero si analizamos la distribución espacial de la espesura medida en la FCC, se observa una clara disminución de esta en la mayoría del tramo estudiado, más apreciable en la zona próxima al azud, donde la apertura de espacios y la aparición de bancos de gravas ha propiciado una disminución de la espesura en ambas márgenes (ver figura 6G-H, recuadro discontinuo 3).

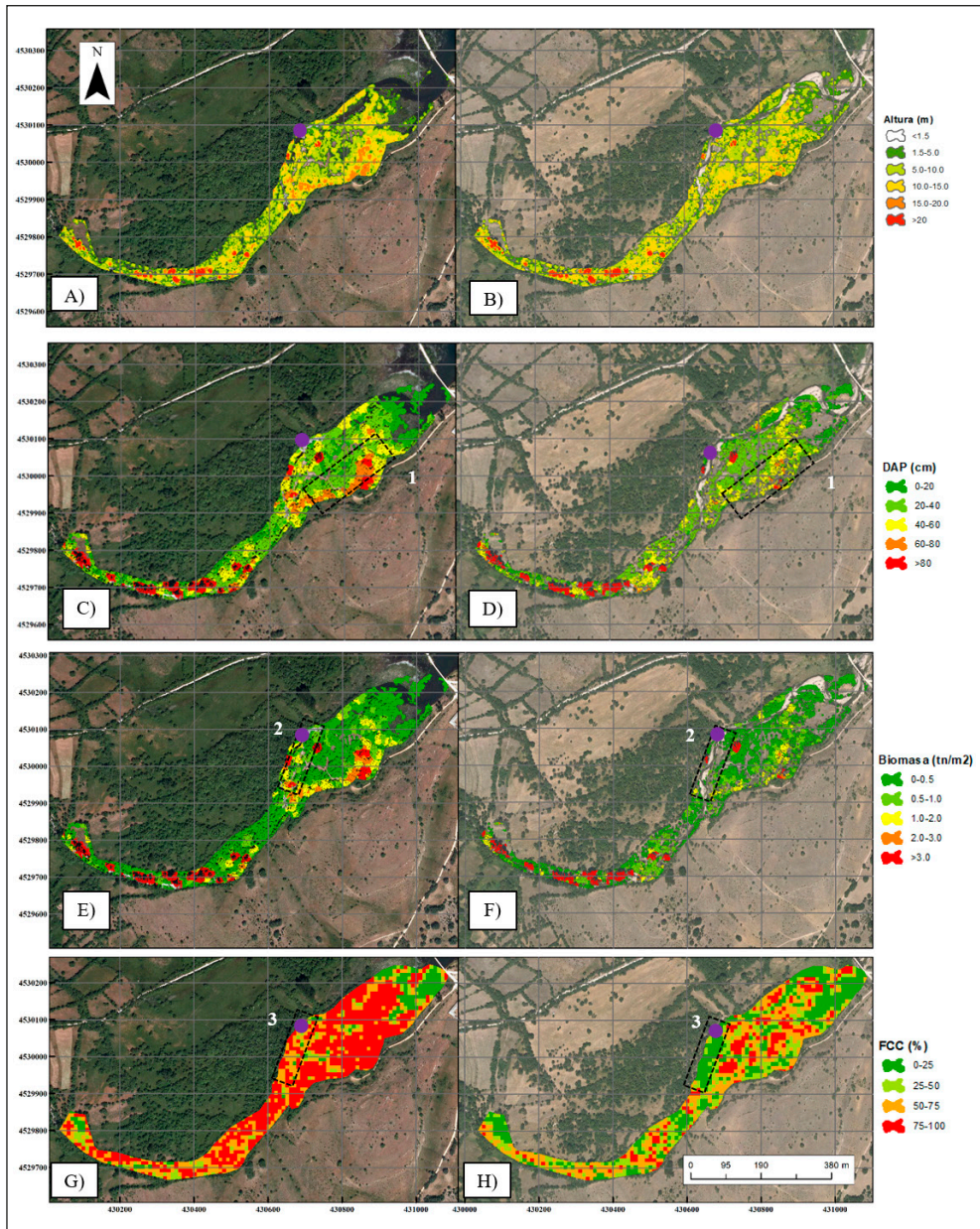


Figura 6. Representación espacial de la evolución de las variables desde 2010 (izquierda) a 2016 (derecha): A y B altura, C y D diámetros, E y F biomasa, y G y H FCC. Las líneas discontinuas negras (1, 2 y 3) muestran las zonas donde los cambios son más apreciables según las variables calculadas. El punto morado indica la antigua ubicación del azud.

DISCUSIÓN

Cambios en las cubiertas y evolución del corredor ripario

La demolición del azud ha tenido un efecto positivo con un aumento del dinamismo geomorfológico en el tramo afectado según los resultados de este estudio. Las presas y los pequeños azudes generalmente captan y almacenan sedimentos, provocando a menudo un desequilibrio en el balance líquido-sólido aguas abajo (Williams & Wolman, 1984). Al demoler dichas presas o azudes se produce, entre otros procesos, un aumento de la deposición de sedimentos, lo que propicia el incremento de zonas susceptibles de colonización por parte de la vegetación pionera (Shafroth et al., 2002), entre la que destacan principalmente chopos y sauces.

Los pequeños azudes o grandes presas no generan únicamente efectos sobre el balance líquido-sólido, también transforman la superficie y la anchura del cauce activo, modifican la granulometría, reducen las migraciones laterales de sedimentos, fomentan los procesos de incisión del cauce e inducen a la formación de corredores más densos y estrechos (Boix-Fayos et al., 2007; Bombino et al., 2008; Halifa et al., 2019; García de Jalón et al., 2020). La demolición del pequeño azud del río Lozoya ha originado un aumento de las zonas de cauce activo aguas arriba y aguas abajo del azud (figura 4). Al igual que en otros trabajos, destaca el aumento de dinamismo y la capacidad erosiva lateral en los primeros años después de la actuación (Poepl et al., 2015; Gilet et al., 2021). En cuanto a la cuenca, cabe destacar que se trata de un espacio poco alterado por la acción humana; aun así, la superficie forestal ha aumentado desde 1950, cuando se impulsaron planes de reforestación en la Comunidad de Madrid (García & de Desarrollo, 2011), aumentando la estabilidad de los suelos, disminuyendo los procesos erosivos en laderas y perdiendo parte de la conectividad entre las vertientes y el cauce (Boix-Fayos et al., 2007).

En este tramo de estudio, el aumento de barras de gravas y la pérdida de FCC inducidos por la eliminación del azud y, posiblemente, la ocurrencia de caudales suficientemente altos propiciaron la aparición local de nuevas zonas potenciales para la colonización vegetal.

La dinámica de la vegetación riparia tiende hacia un desarrollo funcional y estructural más complejo, un corredor maduro (Corenblit et al., 2014). En las últimas décadas, la reducción de la magnitud de las avenidas ha propiciado la estabilización de la vegetación de ribera, generando un estrechamiento del cauce y limitando el reclutamiento ante la poca disponibilidad de espacios abiertos para especies pioneras (Webb & Leake, 2006; Rivaes et al., 2014). La demolición del azud de Pinilla ha permitido aumentar de manera localizada el dinamismo, produciéndose una apertura de espacios expuestos a la luz, y un aumento de la disponibilidad de barras de gravas colonizables. Efectos similares de incremento notable del dinamismo debido a la demolición de azudes, así como debido a la eliminación o el retanqueo de construcciones laterales como motas y escolleras, han sido encontrados por otros autores (Rohde et al., 2005; González et al., 2015; Martínez-Fernández et al., 2017). Por otro lado, la masa arbolada ubicada en las márgenes más próximas al cauce activo también se ha visto alterada, lo que ha posibilitado la recuperación de fases iniciales de las etapas sucesionales de la vegetación de ribera.

Uso de LiDAR e imágenes para monitorizar corredores riparios

En los últimos años, el análisis de los corredores riparios ha experimentado cambios sustanciales debido a la evolución de las imágenes, los datos, las herramientas SIG y las tecnologías espaciales (Johansen et al., 2007; Tormos et al., 2011; Fernandes et al., 2013).

Los resultados muestran que la metodología empleada, utilizando tecnología LiDAR del PNOA, clasificación supervisada de imagen y sistemas de información geográfica, es eficaz en la monitorización, así como en la búsqueda de cambios en el corredor ripario. Actualmente, son escasos los estudios que analizan la evolución del corredor ripario mediante comparación de dos vuelos LiDAR (Brousse et al., 2021), aunque existen muchos estudios sobre el mapeo de variables asociadas al corredor (Dilts et al., 2010; Johansen et al., 2010; Guo et al., 2017; Laslier et al., 2019) y el monitoreo de grandes superficies riparias mediante LiDAR y fotogrametría (Michez et al., 2017).

La utilización de datos LiDAR ha resultado ser muy eficiente en la valoración del cambio ocurrido en el tramo de estudio tras la demolición del azud. Afortunadamente, la práctica coincidencia en el tiempo de la demolición con el vuelo que tomó los datos de 2010 permite disponer de los datos necesarios para saber cómo eran el terreno y la estructura de la vegetación en ese momento. Una frecuencia de vuelo más elevada, como pudiera ser una frecuencia al menos anual, haría posible este tipo de análisis en otros lugares donde las actuaciones de restauración o las presiones existentes tengan lugar en otros momentos al aumentar la probabilidad de que el vuelo LiDAR capte el cambio y posibilite una monitorización continua en el tiempo que permitiría seguir en detalle la evolución del sistema fluvial. Por ejemplo, si la demolición del azud hubiese tenido lugar unos años antes, este análisis no habría tenido el mismo valor; o bien, si entre los dos vuelos hubiese tenido lugar otra intervención, no habría sido posible separar los efectos. Asimismo, un aumento de la densidad de puntos proporcionaría un modelo más cercano a la realidad. Actualmente, se recomienda que para la detección y el análisis a escala de árbol individual, las nubes de puntos contengan al menos 2 ptos/m² (Latella et al., 2021), aunque existen estudios que muestran la posibilidad de obtener resultados de árbol individual de buena precisión con densidades de puntos menores (Goodwin et al., 2006; Wu et al., 2016; Ma et al., 2017), así como estudios que demuestran que el aumento de la densidad de puntos a partir de 2 ptos/m² no mejora sustancialmente los resultados (Jakubowski et al., 2013), por lo que es deficiente el balance coste-beneficio del vuelo. La tendencia del proyecto PNOA-LiDAR es ir aumentando esta densidad. En la actualidad, se ha producido un aumento de 0,5 a 1 puntos/m² entre los años 2010 y 2016, aunque hay que tener presente que los tiempos de computación y las tareas de análisis serán más largas y complejas.

Las aplicaciones que el uso de LiDAR tiene en la gestión de recursos naturales y en la monitorización de su evolución tras intervenciones de diversa índole, ya sean presiones o restauración, son muy numerosas (Dilts et al., 2010; Johansen et al., 2010; Guo et al., 2017; Michez et al., 2017; Laslier et al., 2019; Huylenbroeck et al., 2021) y la previsible mejora en la frecuencia de vuelos así como en las resoluciones espaciales potenciaría enormemente su uso, aumentando notablemente la eficiencia en este tipo de tareas, si bien es cierto que la consideración de datos de campo continuará siendo necesaria como validación de este tipo de técnicas remotas.

Además de la utilidad de la aplicación de LiDAR para este tipo de estudios, en los últimos años la combinación de esta tecnología con las imágenes ópticas multispectrales ha permitido en el ámbito forestal estimar la evolución de variables dendrométricas y dasométricas (biomasa, carbono o estructura de la vegetación) y distinción de especies a escala individual (Chasmer et al., 2017; Fang et al., 2018; Dalponte et al., 2019; Naik et al., 2021). Su aplicación para conocer la evolución de los corredores riparios y los efectos en la vegetación bajo escenarios distintos (regulación de caudales, régimen natural, cambio climático o espacios restaurados) podría ser de gran utilidad para la toma de decisiones por parte de los gestores de dichos espacios.

CONCLUSIONES

En este estudio se ha evaluado la utilidad de la tecnología LiDAR para el seguimiento ambiental de un proyecto de restauración ecológica, con un caso de estudio real (la demolición del azud de Pinilla en el río Lozoya).

Los resultados obtenidos muestran un crecimiento general esperado de la masa durante el periodo transcurrido entre los dos vuelos (2010 y 2016) observado en las variables (altura, diámetro, biomasa y densidad), a la vez que se detectan cambios en la distribución de las clases de altura y diámetro, aumentando los pies de tamaños medios y reduciéndose los extremos, tanto menores como mayores. Por otro lado, la FCC ha disminuido considerablemente tras la demolición del azud en las zonas más próximas al cauce principal (zonas más activas) con una apertura importante de nuevos espacios abiertos.

Se ha podido comprobar que la comparación de dos vuelos LiDAR, aunque espaciados en el tiempo, permite analizar de manera eficaz los cambios dendrométricos y dasométricos de la vegetación riparia leñosa, permitiendo valorar los cambios producidos en la estructura del corredor sin disponer de un muestreo de campo previo a la demolición.

La utilización de datos LiDAR de la cobertura de 2016, correspondiente a cinco años anteriores a la toma de datos de campo (año 2021), unido a la densidad de puntos LiDAR disponibles en la actualidad (0,5 puntos/m²), no ha condicionado las correlaciones significativas encontradas para las variables medidas y las obtenidas a partir de la nube de puntos LiDAR. No obstante, es cierto que existen ciertas limitaciones de esta metodología, como la alta densidad de ejemplares en ciertas zonas del corredor (tangencia de copas) que dificultan la obtención de la densidad; el todavía bajo número de puntos por metro cuadrado de los vuelos LiDAR disponibles en el Centro Nacional de Información Geográfica; la dificultad de poder obtener datos mediante LiDAR de las especies arbustivas y, finalmente, las limitaciones temporales en la disponibilidad de coberturas LiDAR.

El ajuste de los datos medidos y estimados avala la calidad de la nube de puntos LiDAR y permite explorar las respuestas del corredor ante actuaciones de mejora de la conectividad longitudinal, tratamientos sobre la masa arbolada, plantaciones y otras actuaciones ligadas a proyectos de restauración. Esta metodología puede suponer una herramienta eficaz y automatizable que permita realizar un seguimiento de las restauraciones acometidas facilitando la tarea a los gestores de estas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

DDA concibió la idea con la ayuda de VMF, DDA diseñó la investigación, aplicó las metodologías y obtuvo los resultados, DDA y VMF escribieron el manuscrito con la ayuda de DGJ.

AGRADECIMIENTOS

La participación de Vanesa Martínez Fernández fue financiada a través de un contrato Juan de la Cierva Formación del Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

- Beucher, S. & Meyer, F. (2018). The morphological approach to segmentation: the watershed transformation. En *Mathematical morphology in image processing* (pp. 433-481). <https://doi.org/10.1201/9781482277234>
- Boix-Fayos, C., Barberá, G. G., López-Bermúdez, F., & Castillo, V. M. (2007). Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). *Geomorphology*, 91(1-2), 103-123. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.003>
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G. G., & Castillo, V. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22, 4922-4935. <https://doi.org/10.1002/hyp.7115>
- Bombino, G., Gurnell, A. M., Tamburino, V., Zema, D. A., & Zimbone, S. M. (2008). Sediment size variation in torrents with check dams: effects on riparian vegetation. *Ecological Engineering*, 32(2), 166-177. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.10.011>
- Brousse, G., Liébault, F., Arnaud-Fassetta, G., Breilh, B., & Tacon, S. (2021). Gravel replenishment and active-channel widening for braided-river restoration: The case of the Upper Drac River (France). *Science of the Total Environment*, 766, 142517. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142517>
- Chasmer, L. E., Hopkinson, C. D., Petrone, R. M., & Sitar, M. (2017). Using multitemporal and multispectral airborne lidar to assess depth of peat loss and correspondence with a new active normalized burn ratio for wildfires. *Geophysical Research Letters*, 44(23), 11-851. <https://doi.org/10.1002/2017GL075488>
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20, 37-46. DOI: 10.1177/001316446002000104
- Cooper, D. J. & Andersen, D.C. (2012). Novel plant communities limit the effects of a managed flood to restore riparian forests along a large regulated river. *River Research and Applications*, 28, 204-215. <https://doi.org/10.1002/rra.1452>

- Cordes, L. D., Hughes, F. M. R., & Getty, M. (1997). Factors affecting the regeneration and distribution of riparian woodlands along a northern prairie river: The Red Deer River, Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, 24, 675-695. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1997.tb00077.x>
- Corenblit, D., Steiger, J., Gonzalez, E., Gurnell, A. M., Charrier, G., Darrozes, J., Dousseau, J., Julien, F., Lambs, L., Larru, S., Roussel, E., Vautier, F., & Voltaire, O. (2014). The biogeomorphological life cycle of poplars during the fluvial biogeomorphological succession: a special focus on *Populus nigra* L. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(4), 546-563. <https://doi.org/10.1002/esp.3515>
- Dalponte, M., Jucker, T., Liu, S., Frizzera, L., & Gianelle, D. (2019). Characterizing forest carbon dynamics using multi-temporal lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 224, 412-420. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.018>
- Décamps, H., Pinay, G., Naiman, R. J., Petts, G. E., McClain, L. E., Hillbricht-Ilkowska A., Hanley, T. A., Holmes, R. M., Quinn, J., Gibert, J., Planty-Tabacchi, A. M., Schiemer, F., Tabacchi, E., & Zalewski, M. (2004). Riparian zones: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Polish Journal of Ecology*, 52(1), 13-18.
- Dilts, T. E., Yang, J., & Weisberg, P. J. (2010). Mapping riparian vegetation with LiDAR data: Predicting plant community distribution using height above river and flood height. *ArcUser Magazine*, invierno, 18-21.
- Dixon, S. J., Sear, D. A., Odoni, N. A., Sykes, T., & Lane, S. N. (2016). The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(7), 997-1008. <https://doi.org/10.1002/esp.3919>
- Fang, F., McNeil, B. E., Warner, T. A., & Maxwell, A. E. (2018). Combining high spatial resolution multi-temporal satellite data with leaf-on LiDAR to enhance tree species discrimination at the crown level. *International Journal of Remote Sensing*, 39(23), 9054-9072. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1504343>
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Sterenczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., Straub, C., & Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 64-87. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.013>
- Fernandes, M. R., Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., & Pereira, J. M. C. (2013). Spectral separability of riparian forests from small and medium-sized rivers across a latitudinal gradient using multispectral imagery. *International journal of remote sensing*, 34(7), 2375-2401. <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.744491>
- García de Jalón, D., Martínez-Fernández, V., Fazelpoor, K., & González del Tánago, M. (2020). Vegetation encroachment ratios in regulated and non-regulated Mediterranean rivers (Spain): An exploratory overview. *Journal of Hydro-environment Research*, 30, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2019.11.006>
- García, P. S. & de Desarrollo, J. D. Á. (2011). La repoblación forestal en la Comunidad de Madrid. *Foresta*, 52, 160-165.

- Geerling, G. W., Kater, E., van der Brink, C., Baptist, M. J., Ragas, A. M. J., Smits, A. J. M. (2008). Nature rehabilitation by floodplain excavation: The hydraulic effect of 16 years of sedimentation and vegetation succession along the Waal River, NL. *Geomorphology*, 612(99), 317-328. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.11.011>
- Gilet, L., Gob, F., Virmoux, C., Gautier, E., Thommeret, N., & Jacob-Rousseau, N. (2021). Morpho-sedimentary dynamics associated to dam removal. The Pierre Glissotte dam (central France). *Science of The Total Environment*, 784, 147079. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147079>
- Goodwin, N. R., Coops, N. C., & Culvenor, D. S. (2006). Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. *Remote Sensing of Environment*, 103(2), 140-152. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.003>
- González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., & García de Jalón, D. (2016). Diagnosing problems produced by flow regulation and other disturbances in Southern European Rivers: The Porma and Curueño Rivers (Duero Basin, NW Spain). *Aquatic sciences*, 78(1), 121-133. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0428-1>
- González, E., González-Sanchis, M., Cabezas, A., Comín, F. A., & Muller, E. (2010). Recent changes in the riparian forest of a large regulated Mediterranean river: implications for management. *Environmental Management*, 45(4), 669-681. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9441-2>
- González, E., Sher, A. A., Tabacchi, E., Poulin, M., Masip, A. (2015). Restoration of riparian vegetation: a review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management*, 158, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033>
- Gordon, E. & Meentemeyer, R. K. (2006). Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology*, 82(3-4), 412-429. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.001>
- Göthe, E., Timmermann, A., Januschke, K., & Baatrup-Pedersen, A. (2016). Structural and functional responses of floodplain vegetation to stream ecosystem restoration. *Hydrobiologia*, 769(1), 79-92. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2401-3>
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones, focus on links between land and water. *Bioscience*, 41, 540-551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Guo, X., Coops, N. C., Tompalski, P., Nielsen, S. E., Bater, C. W., & Stadt, J. J. (2017). Regional mapping of vegetation structure for biodiversity monitoring using airborne LiDAR data. *Ecological informatics*, 38, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.01.005>
- Halifa-Marín, A., Perez-Cutillas, P., Almagro, M., Martínez-Mena, M., & Boix-Fayos, C. (2019). Fluvial geomorphological dynamics and land use changes: impact on the organic carbon stocks of soil and sediment. *Bosque*, 40(1), 3-16. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002019000100003>
- Huylenbroeck, L., Latte, N., Lejeune, P., Georges, B., Claessens, H., & Michez, A. (2021). What Factors Shape Spatial Distribution of Biomass in Riparian Forests? Insights from a LiDAR Survey over a Large Area. *Forests*, 12(3), 371. <https://doi.org/10.3390/f12030371>

- Im, D., Kang, H., Kim, K. H., & Choi, S. U. (2011). Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. *Ecological Engineering*, 37(6), 883-892. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.005>
- Infraeco (2009). *Proyecto de mejora de la continuidad longitudinal del cauce del río Lozoya, aguas arriba de la presa de Pinilla* (Madrid). 34 pp.
- Jakubowski, M. K., Guo, Q., & Kelly, M. (2013). Tradeoffs between lidar pulse density and forest measurement accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 130, 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.024>
- Jochem, A.; Hollaus, M.; Rutzinger, M.; Höfle, B. (2011). Estimation of Aboveground Biomass in Alpine Forests: A Semi-Empirical Approach Considering Canopy Transparency Derived from Airborne LiDAR Data. *Sensors* 2010, 11(1), 278-295. <https://doi.org/10.3390/s110100278>
- Johansen, K., Coops, N. C., Gergel, S. E., & Stange, Y. (2007). Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote sensing of Environment*, 110(1), 29-44. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014>
- Johansen, K., Arroyo, L. A., Armston, J., Phinn, S., & Witte, C. (2010). Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecological Indicators*, 10(4), 796-807. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.001>
- Johnson, L. B., Richards, C., Host, G. E. & Arthur, J. W., (1997). Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37(1), 193-208. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x>
- Klein, L. R., Hendrix, W. G., Lohr, V. I., Kaytes, J. B., Sayler, R. D., Swanson, M. E., Elliot, W. J., Reganold, J. P. (2015). Linking ecology and aesthetics in sustainable agricultural landscapes: Lessons from the Palouse region of Washington, U.S.A. *Landscape and Urban Planning*, 134, 195-209. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.019>
- Laslier, M., Hubert-Moy, L., & Dufour, S. (2019). Mapping riparian vegetation functions using 3D bispectral LiDAR data. *Water*, 11(3), 483. <https://doi.org/10.3390/w11030483>
- Latella, M., Sola, F., & Camporeale, C. (2021). A Density-Based Algorithm for the Detection of Individual Trees from LiDAR Data. *Remote Sensing*, 13(2), 322. <https://doi.org/10.3390/rs13020322>
- Ma, Q., Su, Y., & Guo, Q. (2017). Comparison of canopy cover estimations from airborne LiDAR, aerial imagery, and satellite imagery. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10(9), 4225-4236. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2711482>
- Martínez-Fernández, V., González, E., López-Almansa, J. C., González, S. M., & de Jalón, D. G. (2017). Dismantling artificial levees and channel revetments promotes channel widening and regeneration of riparian vegetation over long river segments. *Ecological Engineering*, 108, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.005>
- Masachs, V. (1948). *El régimen de los ríos peninsulares*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto Lucas Mallada de Investigaciones Geológicas.

- Michez, A., Piégay, H., Toromanoff, F., Brogna, D., Bonnet, S., Lejeune, P., & Claessens, H. (2013). LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. *Ecological indicators*, *34*, 627-640. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.024>
- Michez, A., Piégay, H., Lejeune, P., & Claessens, H. (2014). Characterization of riparian zones in wallonia (Belgium) from local to regional scale using aerial LiDAR data and photogrammetric DSM. *EARSeL eProceedings*, *13*(2). <https://doi.org/10.12760/01-2014-2-06>
- Michez, A., Piégay, H., Jonathan, L., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016a). Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *44*, 88-94. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.014>
- Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016b). Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental monitoring and assessment*, *188*(3), 146. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4996-2>
- Michez, A., Piégay, H., Lejeune, P., & Claessens, H. (2017). Multi-temporal monitoring of a regional riparian buffer network (> 12,000 km) with LiDAR and photogrammetric point clouds. *Journal of environmental management*, *202*, 424-436. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.034>
- Mielcarek, M., Stereńczak, K., & Khosravipour, A. (2018). Testing and evaluating different LiDAR-derived canopy height model generation methods for tree height estimation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *71*, 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.05.002>
- Moe, K. T., Owari, T., Furuya, N., & Hiroshima, T. (2020). Comparing individual tree height information derived from field surveys, LiDAR and UAV-DAP for high-value timber species in Northern Japan. *Forests*, *11*(2), 223. <https://doi.org/10.3390/f11020223>
- Naik, P., Dalponte, M., & Bruzzone, L. (2021). Prediction of Forest Aboveground Biomass Using Multitemporal Multispectral Remote Sensing Data. *Remote Sensing*, *13*(7), 1282. <https://doi.org/10.3390/rs13071282>
- Naiman, R. J., Décamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, *3*(2), 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Naiman, R. J. & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, *28*, 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. *Elsevier*. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[353:fl\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[353:fl]2.0.co;2)
- Ortiz-Reyes, A. D., Valdez-Lazalde, J. R., De-los-Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Paz-Pellat, F., & Martínez-Trinidad, T. (2015). Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y bosques*, *21*(3), 111-128. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.213461>

- Poepl, R. E., Keesstra, S. D., & Hein, T. (2015). The geomorphic legacy of small dams – an Austrian study. *Anthropocene*, 10, 43-55.
- Riedler, B., Pernkopf, L., Strasser, T., Lang, S., & Smith, G. (2015). A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.006>
- Rivaes, R. P., Rodríguez-González, P. M., Ferreira, M. T., Pinheiro, A. N., Politti, E., Egger, G., García-Arias, A., & Francés, F. (2014). Modeling the evolution of riparian woodlands facing climate change in three European rivers with contrasting flow regimes. *PLoS One*, 9(10), e110200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110200>
- Rodríguez-González, P. M., Stella, J. C., Campelo, F., Ferreira, M. T., & Albuquerque, A. (2010). Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 2015-2025. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.012>
- Rohde, S., Schütz, M., Kienast, F., & Englmaier, P. (2005). River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Research and Applications* 21(10), 1075-1094. <https://doi.org/10.1002/rra.870>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication*, 351, 309.
- Shafroth, P. B., Friedman, J. M., Auble, G. T., Scott, M. L., & Braatne, J. H. (2002). Potential responses of riparian vegetation to dam removal: dam removal generally causes changes to aspects of the physical environment that influence the establishment and growth of riparian vegetation. *BioScience*, 52(8), 703-712. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0703:PRORVT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0703:PRORVT]2.0.CO;2)
- Stromberg, J. C., Lite, S. J., Marler, R., Paradzick, C., Shafroth, P. B., Shorrock, D., Jacqueline M. W., & Margaret S. W. (2007). Altered streamflow regimes and invasive plant species: The Tamarix case. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 381-393. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00297.x>
- Sullivan, F. B., Ducey, M. J., Orwig, D. A., Cook, B., & Palace, M. W. (2017). Comparison of lidar and allometry-derived canopy height models in an eastern deciduous forest. *Forest Ecology and Management*, 406, 83-94. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.005>
- Tealdi, S., Camporeale, C., Perucca, E., & Ridolfi, L. (2010). Longitudinal dispersion in vegetated rivers with stochastic flows. *Advances in Water Resources*, 33, 526-571. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.03.003>
- Tormos, T., Kosuth, P., Durrieu, S., Villeneuve, B., & Wasson, J. G. (2011). Improving the quantification of land cover pressure on stream ecological status at the riparian scale using High Spatial Resolution Imagery. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36(12), 549-559. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.07.012>
- Wangaard, F. F. (1979). Wood: its structure and properties. *Journal of Educational Modules for Materials Science and Engineering*, 1(3), 437-534.

- Ward, J. V., Robinson, C. T., & Tockner, K. (2002). Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 28(1), 443-450. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902621>
- Webb, R. H. & Leake, S. A. (2006). Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States. *Journal of Hydrology*, 320(3-4), 302-323. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.022>
- Wu, Z., Dye, D., Stoker, J., Vogel, J., Velasco, M., & Middleton, B. (2016). Evaluating LiDAR point densities for effective estimation of aboveground biomass. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, 5(1), 1483-1499. <https://doi.org/10.23953/cloud.ijarsg.40>

Cómo citar este artículo:

Díaz Alba, D., Martínez-Fernández, V., & García de Jalón, D. (2021). Seguimiento ambiental en riberas mediante tecnología LiDAR. *Cuadernos de Geografía*, 107, 69-92.
<https://doi.org/10.7203/CGUV.107.21240>



Este obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional.