

Investigación sobre los rasgos funcionales de la vegetación de ribera del río Serpis a lo largo de un gradiente longitudinal: desde Beniarrés al mar

V. Garófano-Gómez^{a,b,*}

^a *Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC). Universitat Politècnica de València, Paranimf 1, 46730 Grau de Gandia, Valencia, España*

^b *Université Clermont Auvergne, CNRS, GEOLAB, F-63000 Clermont-Ferrand, France*

Otoño de 2019

Resumen

Las peculiaridades hidrológicas del río Serpis, coincidentes con un carácter mediterráneo acentuado, unidas a la singularidad geomorfológica del territorio por el que discurre determinan la configuración potencial de su bosque de ribera. Sin embargo, las actividades humanas en las inmediaciones del espacio fluvial han dado lugar a un deterioro en su estado de conservación general y en la calidad de sus formaciones de ribera en particular, hecho que es identificado por una gran parte de la ciudadanía. El objetivo general de esta investigación fue caracterizar funcionalmente las riberas del río Serpis a lo largo de un gradiente longitudinal de unos 40 km, desde el embalse de Beniarrés (Beniarrés, el Comtat, Alicante) hasta la desembocadura del río en el mar Mediterráneo (Gandia, la Safor, Valencia). Para ello se realizaron visitas de campo a la zona de estudio y se recopilaron inventarios florísticos para documentar una decena de rasgos funcionales (morfológicos, foliares, de las semillas y ecológicos) de las especies presentes y calcular indicadores de diversidad vegetal y funcional. Además, se recopilaron datos sobre presiones e impactos, que fueron correlacionados con los datos de vegetación. Los resultados revelaron un empobrecimiento general de la vegetación, consistente en una reducción en la riqueza de especies total y de nativas, y un aumento en la riqueza de exóticas a lo largo del gradiente longitudinal. La segunda masa de agua, localizada en la zona conocida como Barranc de l'Infern o Racó del Duc (entre Lorcha y Villalonga), mostró la mayor riqueza y singularidad, en cambio, los tramos del curso bajo, aparte de ser más pobres en especies también mostraron ser menos uniformes, es decir, con unas pocas especies dominando en cobertura sobre el resto, y presentaron además una variedad inferior de rasgos. Tanto el patrón reflejado por los índices de diversidad como por los rasgos se correlacionó con el patrón de degradación del río, siendo menos diverso y funcional donde la presión humana se registró más intensa, en concreto, determinada por una mayor alteración hidromorfológica del cauce y de la ribera y por la presencia de usos urbanos y contaminación por residuos. Finalmente, se proponen recomendaciones para el desarrollo de proyectos de restauración fluvial en la zona, que supondrían una mejora ambiental del espacio fluvial, y repercutirían positivamente en los servicios ambientales que los ecosistemas de ribera pueden proporcionar a la ciudadanía y al territorio.

Palabras clave: río Serpis, vegetación de ribera, índice de diversidad, rasgo funcional, servicio ecosistémico.

Índice

1	Introducción.....	1
2	Zona de estudio.....	2
3	Metodología.....	4
4	Resultados.....	11
5	Discusión.....	25
6	Conclusiones.....	37
7	Agradecimientos.....	38
8	Bibliografía.....	38

*Correspondencia a: virginiagarofano@gmail.com

Todas las tablas y figuras son de elaboración propia a partir de los resultados de la presente investigación.

1 Introducción

El río Serpis ha sido históricamente una fuente de recursos naturales, patrimoniales, económicos, y un lugar de recreo para los habitantes de los municipios por los que discurre (Aznar-Frasquet, 2015). Sin embargo, las actuales actividades humanas en las inmediaciones del espacio fluvial han dado lugar al deterioro de sus valores naturales. En este sentido, los índices de estado ecológico revelan que el 75 % de la longitud total del río presenta unas formaciones vegetales de ribera con una calidad regular, mala o pésima (Aguilella et al., 2005), y que dicha calidad se reduce allí donde la presión antrópica sobre el espacio fluvial es más patente (Garófano-Gómez et al., 2011). Este hecho es identificado por los ciudadanos, al menos en la comarca de la Safor, donde un elevado porcentaje de ellos perciben como malo el estado de conservación del río (Garófano-Gómez & Gadea-Pérez, 2018).

Según la ciudadanía, la falta de un caudal permanente, la presencia de residuos y vertidos en el cauce, así como la presencia de especies invasoras son los principales problemas del río Serpis en la actualidad (Garófano-Gómez & Gadea-Pérez, 2018). En concreto, el régimen de caudales presenta una gran alteración respecto al régimen natural (Garófano-Gómez et al., 2011), lo que unido a la situación de sequía que ha venido padeciendo la cuenca (Aznar-Frasquet et al., 2016) y a las predicciones climáticas de reducción en los recursos hídricos disponibles (Martínez-Capel et al., 2018), hacen augurar que este ecosistema fluvial podría experimentar en el futuro situaciones de estrés superiores a las actuales.

Estudios de investigación previos desarrollados en el Centre de Desenvolupament Rural CDR la Safor sobre el ecosistema fluvial del río Serpis han evaluado su estado de conservación, así como los impactos a los que está sometido el conjunto de su patrimonio natural y cultural. Durante 2016 se evaluaron los posibles efectos de la sequía sobre el ecosistema fluvial (Aznar-Frasquet et al., 2016) y se desarrolló un modelo LiDAR para el reconocimiento automático de la vegetación. En 2017 se investigó la problemática de las especies invasoras, en especial de la caña (*Arundo donax*), y su influencia en el régimen hídrico (Colmena-Flores et al., 2017), mientras que en 2018 se analizó la percepción social sobre el estado de conservación del río, su problemática específica y se definieron acciones prioritarias de rehabilitación (Garófano-Gómez & Gadea-Pérez, 2018).

La presente investigación se enmarca en la línea de investigación científico-técnica “Conocimiento y

Defensa de la Biodiversidad” del Programa de Investigación Medio Ambiental IRPF 2019 de la Confederación de Centros de Desarrollo Rural (COCEDER) y pretende dar continuidad a los estudios previos sobre el ecosistema fluvial del río Serpis, aportando nuevos conocimientos con implicaciones prácticas a nivel local y comarcal. En concreto, la presente investigación se dividió en tres fases: (i) ideación y conceptualización; (ii) ejecución; y (iii) transferencia de resultados. La primera de las fases consistió en la definición del marco teórico de la investigación para poder diseñar a posteriori la metodología (Figura 1). Dicho marco conceptual se basó en el concepto DPSIR y en la teoría de los servicios ecosistémicos, ambos promovidos por la Agencia Europea del Medio Ambiente (véase: <https://www.eea.europa.eu/es>; <https://cices.eu/>).

Según Nixon (2003), las fuerzas motrices o impulsoras son actividades humanas como la agricultura, la industria, la urbanización y el turismo, que generan una combinación de presiones (p. ej., alteraciones hidrológicas como la extracción de agua, alteraciones morfológicas como el cambio de trazado de un río, contaminación, etc.), que alteran el estado y la calidad de los componentes abióticos del ecosistema, como la fisicoquímica del agua y la hidrología. Estas alteraciones a su vez afectan a las comunidades biológicas y, por lo tanto, al estado ecológico, generando finalmente un impacto sobre los ecosistemas y la salud (p. ej., el aumento de las sequías y las inundaciones, la salinización de suelos, la pérdida de biodiversidad, etc.). Como resultado, es posible que se dé una respuesta a nivel de políticas de distinta índole, que pueden incluir restricciones en el uso del agua, nuevos tratamientos de aguas residuales o la prohibición de ciertos productos fitosanitarios; acciones que tras su puesta en marcha puedan a su vez repercutir en todos los elementos citados, desde las fuerzas motrices hasta los tipos e intensidad de los impactos sobre los ecosistemas y la salud (Friberg, 2010; Wasson et al., 2010).

Tanto los factores abióticos como las presiones e impactos provocan cambios en los elementos de los ecosistemas y sus características (Calleja et al., 2019). Estos cambios pueden ser capturados por los indicadores de diversidad y por los rasgos funcionales de las especies presentes, que son los atributos (morfológicos, fisiológicos o fenológicos) heredables propios de los seres vivos. Estos rasgos pueden ser cuantificados a nivel de individuo o de especie, y determinan su eficacia biológica en términos de establecimiento, crecimiento, reproducción y supervivencia (Garnier et al., 2016).

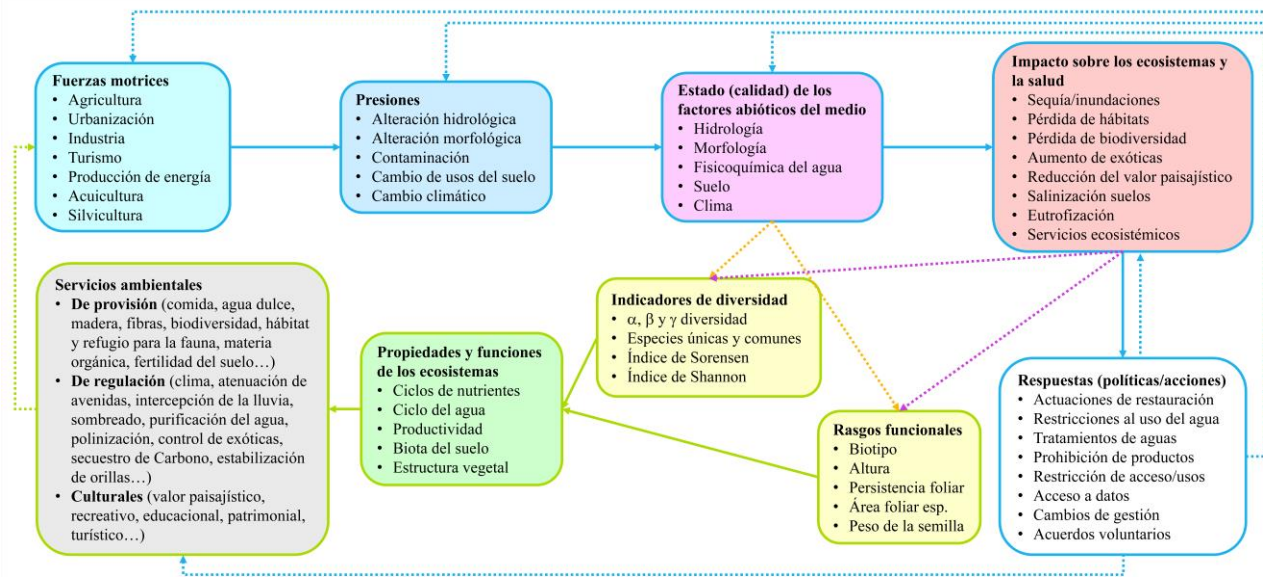


Figura 1. Marco conceptual de la investigación. El recorrido azul representa la narrativa del concepto DPSIR, y el recorrido verde la narrativa de la teoría de los servicios ecosistémicos (los listados dentro de cada recuadro no son exhaustivos).

Es posible analizar el papel de los indicadores de diversidad y de los rasgos funcionales para explicar y/o predecir estrategias o respuestas de las plantas ante diferentes condiciones ambientales (Lavorel & Garnier, 2002, Cornelissen et al., 2003), así como para explicar los cambios en las propiedades y funciones de los ecosistemas, como los ciclos de nutrientes, su productividad o la estructura de las comunidades vegetales, a lo largo de gradientes ambientales. Los cambios en las propiedades y funciones de los ecosistemas influyen a su vez en los servicios ambientales que éstos nos proporcionan.

El objetivo general de la presente investigación fue caracterizar las riberas del río Serpis a lo largo de un gradiente longitudinal, desde la salida del embalse de Beniarrés (Beniarrés, el Comtat, Alicante) hasta la desembocadura del río en el mar Mediterráneo (Gandia, la Safor, Valencia). Los objetivos específicos fueron: (i) recopilar datos sobre la vegetación del río Serpis y su estado de conservación; (ii) analizar la diversidad vegetal y sus características, así como los principales rasgos funcionales de las especies presentes; (iii) correlacionar la diversidad vegetal con el patrón longitudinal de degradación del río; y (iv) proponer recomendaciones de restauración relacionadas con la funcionalidad y los servicios ecosistémicos que el río Serpis aporta a la ciudadanía y al territorio.

2 Zona de estudio

El río Serpis, también conocido como río de Alcoi, nace entre los parques naturales del Carrascar de la Font Roja y la Serra de Mariola. Tiene una superficie

de cuenca de 752.8 km² y a lo largo de sus 74.5 km de recorrido en dirección SW-NE atraviesa las comarcas de l'Alcoià, el Comtat y la Safor, entre las provincias de Alicante y Valencia, desembocando finalmente en el mar Mediterráneo, entre los barrios de Venècia y els Marenys de Rafalcaid (zona del Grau de Gandia).

Su cuenca está comprendida dentro de la zona de influencia del clima mediterráneo costero (Pérez, 1994), con una temperatura media anual de 16.3 °C y una precipitación media anual de 630 mm (Viñals et al., 2001). Su curso fluvial pertenece al ecotipo número 9, asignado a los ríos mineralizados de baja montaña mediterránea (Toro et al., 2009) y cuenta con las figuras de protección de Terreno Forestal Estratégico (Decreto 58/2013, de 3 de mayo, del Consell) y Paisaje Protegido (Decreto 39/2007, del 13 de abril, del Consell). Además, a lo largo de su recorrido, también contacta con varios Lugares de Interés Comunitario de la Red Natura 2000.

La cuenca del río Serpis se eleva desde la punta de la cordillera Bética en su extremo costero mediterráneo. En la parte alta de la cuenca, el río es intermitente y discurre sobre depósitos de margas, pero poco después exhibe un curso regular gracias a la confluencia de los ríos Valleseta, Penàguila, Barxell y Polop.

La geología del curso medio está asociada con roca caliza y margocalcárea. En dicha zona se localiza el embalse de Beniarrés, construido en 1958 con una capacidad máxima de 27 hm³. Aguas abajo de la presa, el Serpis recibe las aguas del Barranc de l'Encantada por su margen derecha y divaga por la plana de Lorcha. A partir dicho municipio, el valle del

río se vuelve más estrecho y discurre a través de un angosto desfiladero de piedra caliza y de elevado valor paisajístico conocido como Estret o Barranc de l'Infern. Dicho congosto pasa a denominarse Racó del Duc cuando el río entra en la comarca de la Safor atravesando el término municipal de Villalonga. Antes de abandonar dicho municipio, el valle vuelve a ensancharse y divaga por una zona de menor pendiente. La llanura de inundación aparece ocupada por cultivos de cítricos en su mayoría y por pequeñas edificaciones. También en dicho municipio se encuentra el azud d'en Carròs, que regula el sistema de riego de los canales bajos del Serpis.

Entre los municipios de Almoines y el Real de Gandia, el Serpis recibe por su margen izquierda a su principal afluente en el curso bajo, el río Vernissa. Finalmente, la desembocadura se encuentra sobre depósitos cuaternarios aluviales en la llanura costera hidrológicamente conocida como la Plana de Gandia-Dénia. Dicho tramo final (desde Potries al mar), se encuentra catalogado como zona vulnerable (tanto superficial como subterránea) a la contaminación por nitratos ([Decreto 86/2018, de 22 de junio, del Consell](#)). También el río Vernissa en su totalidad se encuentra catalogado, según el mismo decreto, como río vulnerable por contaminación por nitratos de origen agrario.

A pesar de ser un río permanente en la mayor parte de su recorrido, el Serpis tiene un caudal anual irregular debido a su acentuado carácter

mediterráneo, con episodios de crecidas, que se alternan con otros periodos de fuertes estiajes, normalmente en los meses de julio y agosto ([Garófano-Gómez et al., 2009](#)).

En los últimos años, los caudales circulantes se han reducido a tal límite que en numerosas ocasiones se ha visto comprometida la sostenibilidad ambiental del ecosistema fluvial, especialmente en su tramo final ([Aznar-Frasquet et al., 2016](#)), debido a una reducción en las precipitaciones, la regulación del embalse y la extracción del recurso para el riego agrícola. En este sentido, según Garófano-Gómez et al. (2011) no sólo el control y la reducción de los caudales, sino también su sinergia con otras presiones antrópicas cerca de la desembocadura, han afectado a las comunidades vegetales ribereñas, a la hidromorfología y a la calidad del agua en esta zona.

El área de estudio abarca unos 40 km del curso fluvial (**Figura 2**), donde cuatro masas de agua han sido definidas por la Confederación Hidrográfica del Júcar ([CHJ, 2009](#)). La masa 21.05, comprende desde el embalse de Beniarrés a Lorcha; la masa 21.06 desde Lorcha hasta el paraje de la Reprimala; la masa 21.07 desde la Reprimala hasta la confluencia con el río de Vernissa; y la masa 21.08 desde el río Vernissa hasta el mar. Actualmente, todas están catalogadas como naturales, a excepción de la última, que se encuentra catalogada como "muy modificada", según los documentos iniciales del tercer ciclo de planificación hidrológica 2021-2027 ([CHJ, 2019](#)).

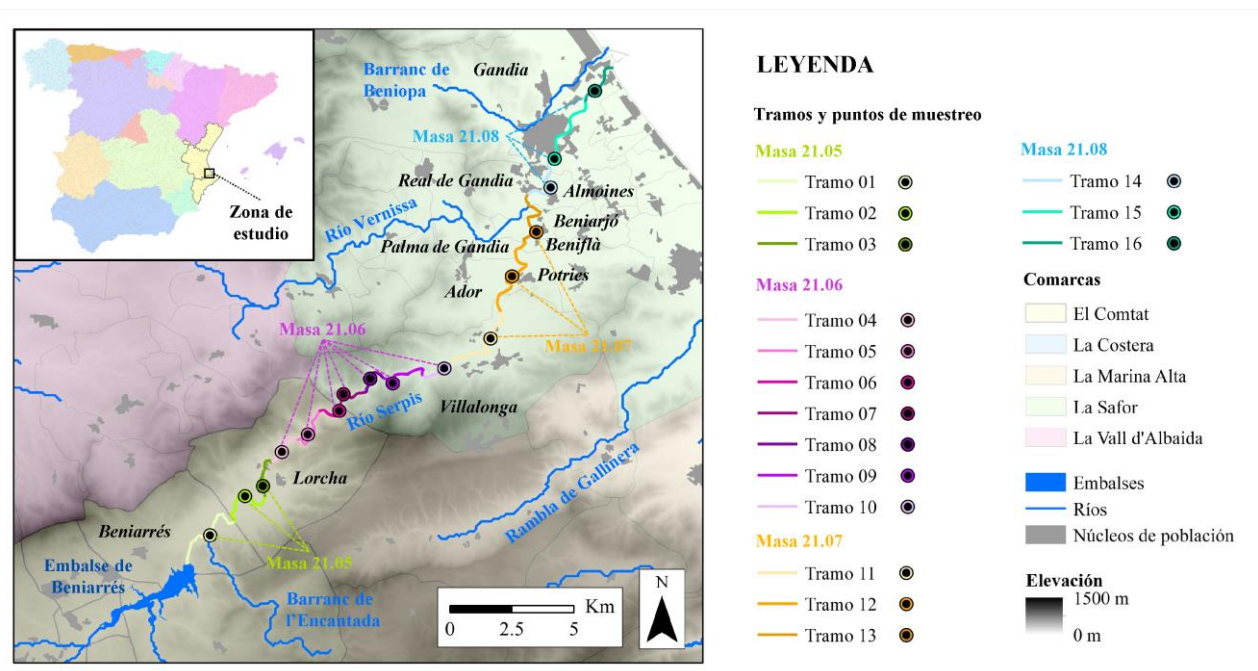


Figura 2. Distribución longitudinal de los tramos y puntos de muestreo a lo largo del río Serpis, organizados por masas de agua, desde el embalse de Beniarrés (el Comtat, Alicante) hasta la desembocadura en el mar Mediterráneo (la Safor, Valencia). Únicamente se indican los nombres de los municipios ribereños.

3 Metodología

3.1 Fases de la investigación

La investigación se dividió en tres fases principales (**Figura 3**). La primera fase de ideación y conceptualización (fase concepto-metodológica) consistió en la definición del marco teórico de la investigación (véase sección 1; **Figura 1**) sobre las presiones e impactos de las actividades humanas y su efecto en la diversidad funcional de los ecosistemas de ribera y en los servicios ambientales que éstos nos aportan. Durante esta fase, además de la propia justificación de la investigación, se plantearon las hipótesis y preguntas. También abarcó el diseño de la metodología de trabajo y se plantearon las acciones necesarias para llevarla a cabo.

La segunda fase de ejecución (fase empírico-analítica) consistió en la recopilación de información bibliográfica, toma de datos y su análisis. En concreto, se realizaron visitas a la zona de estudio y se recopilaron datos sobre investigaciones previas

relacionadas con la vegetación de ribera del río Serpis y su estado de conservación. Además, se llevó a cabo una revisión de literatura especializada a fin de seleccionar indicadores de diversidad vegetal y funcional, basados en rasgos funcionales. A continuación, se prepararon los datos para su análisis, se analizaron y representaron gráficamente. Se aplicaron técnicas estadísticas para correlacionar la diversidad vegetal y funcional con el gradiente longitudinal y se interpretaron los resultados obtenidos.

La tercera fase de transferencia de los resultados (fase informativa) consistió en el aporte teórico-conceptual y práctico, es decir, se discutieron los resultados derivados del análisis de indicadores y rasgos funcionales, los cuales constituyen un aporte teórico-conceptual al marco de la investigación. Se realizaron una serie de recomendaciones para la mejora ambiental y defensa de la biodiversidad fluvial y finalmente se divulgan los resultados obtenidos, a través del presente informe.



Figura 3. Fases principales de la investigación.

3.2 Recopilación de datos

Se realizaron varias salidas de campo para reconocer la vegetación del río Serpis en la zona de estudio, así como para evaluar su estado de conservación a través del índice QBR ([Munné et al., 2003](#)). También se recopilaron datos sobre presiones humanas e inventarios florísticos, realizados previamente en la zona según Garófano-Gómez et al. ([2009, 2011](#)).

Las presiones humanas fueron evaluadas a través de siete variables relacionadas con la alteración hidrológica y morfológica, la contaminación y los usos del suelo. En concreto, la alteración hidrológica (AltHid) se evaluó en función de la alteración de los caudales circulantes provocada por la presa y los azudes; la alteración morfológica del cauce (AltMorC) hizo referencia a las modificaciones del trazado y presencia de estructuras transversales; la alteración morfológica de la ribera (AltMorR) se evaluó por la presencia de estructuras rígidas laterales en los márgenes; y la contaminación por residuos (ContRes) consideró la presencia de basuras y

escombros en el cauce y las riberas. Por último, los usos del suelo evaluaron la presencia de vegetación forestal (VegFor), la ocupación de las riberas por usos agrícolas (UsoAgr) y la presencia de edificaciones en la llanura de inundación y otros usos urbanos (UsoUrb) dentro del espacio fluvial. Las siete presiones se evaluaron en función de tres niveles de magnitud: ausente o con muy baja repercusión en el tramo; presente, identificada en uno o algunos puntos dispersos a lo largo del tramo; y extensiva, cuando se identificó en todo el tramo o en múltiples puntos.

Los muestreos de vegetación (**Figura 4**) consistieron en la realización de un inventario florístico en una parcela rectangular de 400 m² en un punto representativo de cada uno de los tramos (**Figura 2**). Se registraron las especies presentes así como su porcentaje de cobertura (**Tabla 1**) según la escala de cobertura-abundancia de Braun-Blanquet modificada ([Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974](#)). Para su análisis, los rangos de cobertura se transformaron en cobertura porcentual media de cada clase ([van der Maarel, 1979, Wildi, 2010](#)).

Tabla 1. Clases de cobertura de las especies vegetales utilizadas en los muestreos de campo.

Clase	Número de individuos	Rango de cobertura del dosel (%)	Cobertura porcentual media (%)
+	Pocos y/o dispersos	Pequeña, < 1	1
1	Numerosos	1-10	5
2	Cualquiera	11-25	17.5
3	Cualquiera	26-50	37.5
4	Cualquiera	51-75	62.5
5	Cualquiera	76-100	87.5



Figura 4. Toma de datos en campo.

3.3 Indicadores de diversidad vegetal

Se realizó una búsqueda bibliográfica a fin de identificar aquellos índices o indicadores de biodiversidad, en este caso específico, de diversidad vegetal, que permitieran caracterizar la vegetación presente a nivel de punto de muestreo/tramo y masa de agua. Ya en 1960, Led Whittaker propuso los términos de diversidad alfa, beta y gamma con el objetivo de estimar la diversidad a distintas escalas geográficas y ecológicas de un paisaje o región. Estos indicadores sirven para poder identificar y cuantificar las zonas de mayor biodiversidad de un territorio, es decir, aquellas zonas que presentan una mayor diversidad de especies como consecuencia de la heterogeneidad en sus hábitats. Además, conocer el número de especies es imprescindible para relacionar la variación de la diversidad con otros parámetros ambientales o presiones ([Ferriol-Molina & Merle-Farinós, 2008](#)).

Los indicadores que se definieron en esta investigación fueron los siguientes:

- **Diversidad alfa (α):** es la diversidad intrínseca de cada comunidad vegetal concreta. En este caso, se definió como la diversidad de especies asociada a cada masa de agua, es decir la riqueza promedio de especies vegetales considerando conjuntamente los puntos de muestreo dentro de cada masa de agua.

- **Diversidad beta (β):** es la tasa de cambio en especies entre comunidades vegetales adyacentes, por lo tanto, refleja la diferencia de composición entre las comunidades y en última instancia, la heterogeneidad del paisaje. Se calcula como el cociente entre el número de especies distintas (o únicas, que solo se registran una vez) y el número de especies total considerando el conjunto de los puntos de muestreo analizados dentro de una masa de agua. En consecuencia, este indicador hace referencia a la heterogeneidad dentro de cada masa de agua.

- **Diversidad gamma (γ):** integra las componentes de la diversidad alfa y beta. Estima la variedad de especies en una zona determinada, incluyendo todas las comunidades que se encuentran en ella. Existen diferentes formas de calcularla, en este caso ha sido considerada como la riqueza total de cada masa de agua. Una vez conocida la riqueza total de la zona de estudio permite calcular la riqueza relativa de cada masa de agua.

- **Número de especies únicas:** se trata del número de especies que solo aparecen una vez considerando todos los inventarios dentro de una masa de agua, por lo tanto, indica la singularidad de la misma.

- **Número de especies comunes:** se trata del número de especies que están presentes en todos los inventarios dentro de una misma masa de agua.

- **Índice de Sorensen (Ecuación 1):** es un coeficiente de similitud (o disimilitud) entre comunidades en función de la presencia o ausencia de determinadas especies. S_i indica el número de especies de cada comunidad (es decir, S_1 : riqueza de la comunidad 1; S_2 : riqueza de la comunidad 2; etc.) y c el número de especies comunes entre ambas comunidades. Oscila entre 0, cuando no existen especies comunes, y 1, cuando las comunidades son idénticas. La ecuación aparece referida al cálculo del índice entre dos comunidades.

$$IS = \frac{2c}{S_1 + S_2} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

Además de la diversidad o riqueza de especies es necesario también considerar la uniformidad o equilibrio en la presencia de las diferentes especies en las comunidades vegetales o el paisaje. Una comunidad será más diversa si, además de poseer un alto número de especies, posee además una alta uniformidad. La uniformidad es perfecta cuando

todas las especies están igualmente representadas. Una comunidad posee una baja uniformidad cuando una de las especies domina sobre las demás. Para calcular la uniformidad se utilizó el **índice de Shannon (Ecuación 2)**, que considera tanto la riqueza en especies como su abundancia. S es el número total de especies y p_i es la proporción de la especie i . Varía entre 0 (cuando hay solo una especie) y $\ln S$ (cuando todas las especies están representadas de forma uniforme, es decir, por el mismo número o proporción de individuos).

$$\bar{H} = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (\text{Ecuación 2})$$

3.4 Rasgos funcionales

Del listado total de especies identificadas a lo largo del río, se buscó para cuáles de ellas existían rasgos funcionales en la base de datos BROT ([Tavşanoğlu & Pausas, 2018](#)). Los rasgos ausentes para dicho subconjunto de especies fueron completados con las bases de datos BioFlor ([Klotz et al., 2002](#)), LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)), EOL ([Parr et al., 2014](#)), Pladias ([Wild et al., 2019](#)) y PLANTS Database ([USDA NRCS, 2020](#)).

En total se eligieron y documentaron una decena de rasgos representativos de diferentes aspectos y que pueden ser interpretados por su funcionalidad (el papel de la especie en el ecosistema). Las modalidades de cada rasgo funcional aparecen definidas en la **Tabla 2**. Los grupos de rasgos fueron los siguientes:

3.4.1 Rasgos morfológicos (morfología general de la planta o rasgos generales vegetativos)

- **Biotipo**: es una categorización de las formas de desarrollo de las plantas creada por el botánico danés Christen Raunkiaer ([1934](#)) y modificada por Mueller-Dombois & Ellenberg ([1974](#)). También se conoce como “forma vital” y se fundamenta en la duración de la vida de las plantas y en las características de sus partes aéreas, principalmente en la posición vertical y protección de los órganos vegetativos (yemas persistentes) durante la época desfavorable (frío invernal o calor y desecación estival). Los biotipos utilizados en esta investigación fueron: fanerófito (BFan), caméfito (BCam), hemicriptófito (BHem), geófito (BGeo), terófito (BTer), hidrófito (Bhid) y helófito (BHel). Este rasgo funcional se ha extraído principalmente del ítem “forma vital” que se detalla en las fichas del Herbari Virtual del Mediterrani Occidental. Dicho ítem corresponde a los biotipos definidos por Raunkiaer, siguiendo el criterio que aparece en la Flora Manual dels Països Catalans ([De](#)

[Bolòs & Vigo, 1984-2001](#)). Complementariamente, este rasgo ha sido contrastado con la información suministrada por el rasgo *Growth form* de la base de datos LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)) y el rasgo *Life form* de la base BioFlor ([Klotz et al., 2002](#)).

- **Ciclo de vida**: hace referencia a la longitud del ciclo de vida de la planta, es decir, a la vida media de una planta bajo ciertas condiciones establecidas marcadas por la zona biogeográfica en la que se encuentra. Se utilizaron tres categorías: anual (CANu), bienal (CBie) y perenne (CPer). Se ha extraído del rasgo *Life span* de la base de datos LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)) y del rasgo *Duration* de la base de datos PLANTS Database ([USDA NRCS, 2020](#)). Implícitamente este rasgo está relacionado con el tipo de tejidos que forman las plantas (*woodiness*), ya que la mayoría de las plantas anuales son herbáceas y la mayoría de las perennes son leñosas.

- **Porte**: hace referencia a la morfología de la planta en relación con su tamaño y es un reflejo de cómo se encuentra estructurada (estratificada) internamente una comunidad vegetal. Contó con ocho modalidades: árbol (PAro), gran arbusto (PGAr), arbusto (PAru), subarbusto (PSAr), liana (PLian), gramínea (PGra), hierba anual (PHia) y hierba perenne (PHip). Otros tipos de porte como son los musgos, los líquenes, las hepáticas o las palmas no han sido considerados. Se obtuvo a partir del rasgo *Growth form* de la base de datos BROT ([Tavşanoğlu & Pausas, 2018](#)), del rasgo *Growth habit* de la base de datos PLANTS Database ([USDA NRCS, 2020](#)) y de las fichas del Herbari Virtual del Mediterrani Occidental.

- **Altura del dosel**: se trata de la distancia entre el tejido fotosintético más alto y la base de la planta. Este rasgo estuvo relacionado íntimamente con el porte de la planta. Contó con cuatro modalidades: vegetación baja (ABaj), media (AMed), alta (AAlt) y muy alta (AMAl). Los rangos de cada modalidad han sido adaptados al porte global de la vegetación en la zona de estudio. Los valores necesarios para la categorización se obtuvieron del rasgo *Height* de la base de datos BROT ([Tavşanoğlu & Pausas, 2018](#)) y del rasgo *Canopy height* de la base de datos LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)). Para aquellas especies que no disponían de este rasgo, se usó la información contenida en las fichas del Herbari Virtual del Mediterrani Occidental y en la Guía de Árboles y Arbustos de la Península Ibérica y Baleares ([López-González, 2007](#)).

3.4.2 Rasgos foliares

- **Persistencia foliar**: es una referencia aproximada a cuánto tiempo persiste una hoja en una

planta desde su aparición hasta su senescencia y abscisión. Se obtuvo principalmente del rasgo *Leaf persistence* de la base de datos BioFlor ([Klotz et al., 2002](#)). Contó con las siguientes cuatro modalidades: persistencia primaveral (PPri), persistencia estival (PEst), persistencia invernal (PInv) y persistencia total (PTot).

- **Área foliar específica:** es la relación entre el área foliar y el peso de la hoja en seco. Este rasgo ha sido obtenido del rasgo *SLA* de la base de datos BROT ([Tavşanoğlu & Pausas, 2018](#)) y completado en las especies que no disponían del mismo con la información suministrada por las bases de datos LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)) y EOL ([Parr et al., 2014](#)). Al tratarse de un rasgo continuo y variable, se categorizó en tres modalidades: baja área foliar específica (FBaj), media (FMed) y alta (FAlt).

3.4.3 Rasgos de las semillas

- **Peso de la semilla:** hace referencia al peso seco de la misma. En función de la clasificación obtenida para el rasgo *SeedMass* de la base de datos BROT ([Tavşanoğlu & Pausas, 2018](#)) se establecieron para todas las especies cuatro modalidades: muy ligera (SMLi), ligera (SLig), media (SMed) y pesada (SPes). Para aquellas especies no presentes o sin este rasgo en la base de datos BROT, se utilizaron los valores cuantitativos recogidos por el rasgo *Seed mass* de la base de datos LEDA ([Kleyer et al., 2008](#)), *Seed dry mass* de la base de datos EOL ([Parr et al., 2014](#)) y *Seed per pound* de la base de datos PLANTS Database ([USDA NRCS, 2020](#)), y se categorizaron según las modalidades de la base de datos BROT.

3.4.4 Rasgos ecológicos

- **Tipo funcional:** se trata de un indicador para designar la preferencia de una especie por un

ambiente húmedo o seco según la disponibilidad de agua del medio (humedad edáfica). Este rasgo se extrajo del *Wetlands Indicator Status* de la base de datos PLANTS Database ([USDA NRCS, 2020](#)), basado en registros de presencia y en descripciones ecológicas cualitativas ([Lichvar et al., 2012](#), [Lichvar, 2013](#)). Para aquellas especies no presentes en dicha base de datos, a fin de asignarlas a alguna de las modalidades, se utilizó la información suministrada en *Flora iberica* ([Castroviejo, 1986-2012](#)) a través de la web Anthos (<http://www.anthos.es/>). Se definieron cinco modalidades: obligada higrófila (TOBH), facultativa higrófila (TFaH), facultativa (TFac), facultativa xerófila (TFaX), obligada xerófila (TOBX).

- **Estrategia ecológica:** se basa en las estrategias CSR definidas por Grime ([1977](#)), según las cuales las plantas se distribuyen en función de tres estrategias generales: de competencia con otras plantas (tipo C, competidoras), de adaptación a la perturbación (tipo R, ruderales) y de tolerancia al estrés (tipo S, tolerantes). Además, se establecen niveles intermedios entre dichas estrategias. En función del rasgo *Strategy type* de la base de datos BioFlor ([Klotz et al., 2002](#)), se utilizaron las modalidades: competidora (ECom), ruderal (ERud), tolerante (ETol), competidora ruderal (ECoR), competidora tolerante (ECoT), tolerante ruderal (EToR) y competidora tolerante ruderal (ECTR).

- **Urbanidad:** es un indicador del impacto humano en la vegetación y refleja la afinidad de las especies vegetales hacia las zonas urbanas. Se extrajo del rasgo *Urbanity* de la base de datos BioFlor ([Klotz et al., 2002](#)). Se definieron cinco modalidades: urbanófoba (UUrb), moderadamente urbanófoba (UMUb), urbanoneutral (UUrn), moderadamente urbanófila (UMUI) y urbanófila (UUrl).

Tabla 2. Descripción de las modalidades de todos los rasgos funcionales utilizados en la investigación. También se indican las abreviaturas utilizadas para las modalidades en el resto de los análisis.

Rasgo funcional	Modalidad	Abrev.	Definición
Biotipo	Fanerófito	BFan	Plantas perennes, vivaces herbáceas (que viven más de dos años) o leñosas, con yemas persistentes situadas por encima de los 50 cm. Las yemas pueden tener o no protección y las hojas pueden ser caducas o persistentes. Engloba a los bambúes, cañas, grandes hierbas, plantas reptantes (lianas), arbustos (normalmente con yemas a no más de los dos metros de altura y con fuerte ramificación basal, sin tallo principal aparente) y árboles (normalmente con yemas sobre los dos metros de altura y con copa en forma de corona).
	Caméfito	BCam	Plantas perennes, herbáceas o leñosas, con yemas persistentes en brotes herbáceos o ligeramente lignificados, a no más de 50 cm del suelo. Las yemas se encuentran protegidas por escamas, bases foliares o por la misma posición de la planta.

	Hemicriptófito	BHem	Plantas perennes con yemas persistentes situadas en brotes herbáceos cerca de la superficie del suelo. Durante la estación desfavorable no suelen tener tallos aéreos vivos, pero pueden conservar hojas verdes a ras de suelo.
	Geófito	BGeo	Plantas que suelen vivir más de un año (bienales o perennes) y que en la estación desfavorable reducen su parte aérea manteniendo sus yemas enterradas. Pueden tener órganos de reserva subterráneos, como bulbos, tubérculos o rizomas.
	Terófito	BTer	Plantas anuales y bienales que pasan la época desfavorable en forma de semilla. Su parte aérea vegetativa completa todo su ciclo durante la época favorable y muere tras la maduración de las semillas.
	Hidrófito	BHid	Plantas acuáticas enraizadas, con yemas persistentes bajo el agua y órganos asimiladores sumergidos o flotantes.
	Helófito	BHel	Plantas acuáticas o semiterrestres vivaces enraizadas en suelos sumergidos o encharcados y cuyos órganos asimiladores, el menos en parte, no se hallan sumergidos.
Ciclo de vida	Anual	CAnu	Plantas que realizan su ciclo de vida completo durante una sola estación de crecimiento (germinación, desarrollo, floración, producción de semilla y senescencia). Mayoritariamente se trata de plantas herbáceas.
	Bienal	CBie	Plantas con un ciclo biológico de dos años, es decir necesitan dos estaciones o periodos vegetativos desde que germinan hasta que florecen al segundo año y entonces producen sus frutos. Son menos abundantes que las anuales y perennes.
	Perenne	CPer	Plantas que viven tres años o más. Su sistema radicular permanece vivo bajo el sustrato, pero pueden perder o no su follaje (caducifolia/perennifolia) entre periodos vegetativos. Se trata de plantas leñosas o herbáceas con órganos de reserva como rizomas.
Porte	Árbol	PAro	Plantas leñosas perennes de gran tamaño, frecuentemente con un único tallo y una copa verde. Altura superior a los 10 metros.
	Gran arbusto	PGAr	Plantas leñosas con porte arborescente (arbusto de gran tamaño o árbol de pequeño porte), normalmente inferior a los 10 metros.
	Arbusto	PAru	Plantas leñosas, normalmente con fuerte ramificación desde la base, y que no suelen sobrepasar los dos metros (máximo cinco) de altura.
	Subarbusto	PSAr	Plantas leñosas de bajo porte, tipo mata, que no suelen sobrepasar los 50 cm (máximo un metro) de altura en estado adulto.
	Liana	PLian	Plantas leñosas (o al menos ligeramente lignificadas en la base) trepadoras.
	Gramínea	PGra	Plantas herbáceas graminoides (anuales o perennes).
	Hierba anual	PHia	Plantas herbáceas anuales sin apenas tejidos lignificados.
	Hierba perenne	PHip	Plantas herbáceas perennes con ciertas partes lignificadas u órganos de reserva.
Altura	Baja	ABaj	Plantas de baja altura, inferior a un metro, principalmente hierbas y subarbutos.
	Media	AMed	Plantas de altura media, entre los uno y cinco metros, principalmente arbustos.
	Alta	AAlt	Plantas de gran altura, entre los cinco y 10 metros, principalmente grandes arbustos.
	Muy alta	AMAl	Plantas muy altas, superiores a los 10 metros de altura, principalmente árboles de gran porte.
Persistencia foliar	Primaveral	PPri	Plantas con hojas verdes desde el inicio de la primavera hasta el inicio del verano, que empiezan a desprenderse a partir de ese momento.
	Estival	PEst	Plantas con hojas verdes durante el periodo vegetativo, coincidente con la estación cálida, por tanto, con hojas caducas invernales.
	Invernal	PInv	Plantas con hojas verdes en otoño e invierno, que decaen en primavera y verano (hojas caducas estivales).
	Total	PTot	Plantas con hojas verdes todo el año, que suelen sobrevivir más de un año. Típicamente plantas perennifolias.
Área foliar específica	Baja	FBaj	Plantas con un valor medio de área foliar específica inferior a 10 mm ² /mg.
	Media	FMed	Plantas con un valor medio de área foliar específica entre 10 y 20 mm ² /mg.

	Alta	FAlt	Plantas con un valor medio de área foliar específica superior a 20 mm ² /mg.
Peso de la semilla	Muy ligera	SMLi	Plantas con semillas que tienen un peso seco inferior a 3 mg.
	Ligera	SLig	Plantas con semillas que tienen un peso seco entre 3 y 30 mg.
	Media	SMed	Plantas con semillas que tienen un peso seco entre 30 y 300 mg.
	Pesada	SPes	Plantas con semillas que tienen un peso seco superior a 300 mg.
Tipo funcional	Obligada higrófila	TObH	Plantas (tanto herbáceas como leñosas) que siempre aparecen en ambientes húmedos en condiciones naturales. Se corresponde mayoritariamente con plantas de biotipo hidrófito y helófito, que pueden vivir en zonas acuáticas, encharcadas o suelos temporalmente saturados, dando lugar a la vegetación azonal edafohigrófila.
	Facultativa higrófila	TFaH	Plantas que generalmente ocurren en ambientes acuáticos y de ribera, pero que podrían aparecer en ambientes puramente terrestres y secos. Las condiciones geomorfológicas pueden hacer que los suelos donde se encuentran se inundan de forma ocasional.
	Facultativa	TFac	Plantas indiferentes, que ocurren tanto en lugares húmedos como secos, y que por tanto, tienen una gran tolerancia a las condiciones de humedad del suelo.
	Facultativa xerófila	TFaX	Plantas que normalmente aparecen en ambientes caracterizados por suelos con poca humedad, pero que podrían aparecer ocasionalmente en zonas húmedas.
Estrategia ecológica	Obligada xerófila	TObX	Plantas que nunca aparecen en zonas húmedas, es decir, son plantas xerófilas (adaptadas a los ambientes secos) y que constituyen la vegetación zonal (climática o serial).
	Competidora	ECom	Plantas de todo tipo con alto poder competitivo debido a sus rasgos morfológicos, fisiológicos y de historia de vida, en hábitats donde los recursos son abundantes, las condiciones de estrés no son extremas y el nivel de perturbación es bajo.
	Ruderal	ERud	Plantas que producen muchas semillas y pueden colonizar fácilmente hábitats pioneros. Generalmente, se trata de herbáceas anuales que predominan en hábitats donde los recursos son abundantes, las condiciones de estrés no son extremas y el nivel de perturbación es alto.
	Tolerante	ETol	Plantas en general con poco crecimiento y adaptaciones morfológicas y/o fisiológicas que les permiten dominar en aquellos hábitats donde los recursos son escasos, las condiciones de estrés severas y las perturbaciones no suelen ser frecuentes.
	Competidora ruderal	ECoR	Plantas con estrategia intermedia entre competitiva y ruderal. Están adaptadas a circunstancias donde existe un bajo impacto del estrés y la competencia está restringida o moderada por el nivel de la perturbación. Tienen lugar en ambientes altamente productivos.
	Competidora tolerante	ECoT	Plantas con estrategia intermedia entre competitiva y tolerante, adaptadas a condiciones sin perturbaciones, con intensidades moderadas de estrés. Generalmente estos ambientes tienen moderada productividad.
	Tolerante ruderal	EToR	Plantas con una estrategia intermedia entre tolerante y ruderal, adaptadas a ambientes con escasas perturbaciones y hábitats poco productivos. Generalmente ocurren en ambientes donde las condiciones de estrés tienen lugar durante el periodo de crecimiento.
	Competidora tolerante ruderal	ECTR	Plantas usualmente de roseta o especies pequeñas y perennes que pueden utilizar con éxito determinados nichos espaciotemporales y que tienen una esperanza de vida intermedia. Suelen aparecer en hábitats donde el nivel de competencia está restringido por intensidades moderadas de estrés y perturbación.
Urbanidad	Urbanófila	UUrb	Plantas restringidas a áreas no urbanas.
	Moderadamente urbanófila	UMUb	Plantas que ocurren predominantemente en áreas no urbanas.
	Urbanoneutral	UUrn	Plantas sin preferencia de áreas urbanas o no urbanas.
	Moderadamente urbanófila	UMUI	Plantas que ocurren predominantemente en asentamientos urbanos.
	Urbanófila	UUrl	Plantas que principalmente se encuentran en asentamientos urbanos.

3.5 Análisis estadístico

Las presiones humanas fueron representadas gráficamente a través de gráficos radiales, creados con la función *radarchart* del paquete *fmsb* (Nakazawa, 2019), implementado en el software estadístico R (R Core Team, 2019). Estos gráficos permiten representar conjuntamente diferentes variables cuantitativas continuas u ordinales con igual rango de magnitudes. Todas las variables parten del centro del gráfico y cada una de ellas distribuye sus valores a lo largo de su propio eje.

Para evaluar la relación lineal entre las variables de riqueza se calculó la correlación r de Pearson, mediante la función *cor.test* del paquete *stats* de R, la cual reporta un valor cercano a 0 cuando no existe relación lineal entre las dos variables, y cercano a 1 o -1 cuando existe una relación lineal positiva o negativa entre ellas, respectivamente. El índice de Shannon se calculó con la función *diversity* del paquete *vegan* (Oksanen et al., 2019).

Para analizar la correspondencia entre las diferentes modalidades de los rasgos a lo largo del gradiente longitudinal se crearon tablas de contingencia $i \times 16$ para cada rasgo, las cuales recogen el número de casos de cada modalidad ($n = i$) de cada rasgo, en filas, en cada uno de los tramos ($n = 16$), en columnas, en base a la caracterización de las especies registradas en los inventarios florísticos.

Se usó el test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson para identificar si había una asociación significativa entre los rasgos y los tramos. Se trata por tanto de un test análogo al test del análisis de varianza cuando los datos son recuentos de individuos que pertenecen a cada una de las clases o niveles en los que se dividió la población (García-Pérez, 2011). Para llevar a cabo este análisis se utilizaron tablas en formato *matrix* y el paquete *stats* de R.

Las tablas de contingencia de cada rasgo se representaron gráficamente a través de gráficos de mosaico, elaborados con la función *mosaicplot* del paquete *graphics* de R. Este tipo de gráfico está compuesto por una serie de celdas que representan proporcionalmente los datos recogidos por las tablas de contingencia. Es decir, sirven para visualizar el número de veces (número de casos en proporción respecto al total del tramo) que la modalidad de cada rasgo ha sido registrada en cada tramo de estudio, lo cual está íntimamente relacionado con las especies que determinan su composición florística.

Complementariamente, para cada rasgo funcional se creó un gráfico de mosaico anexo, donde el tipo de borde y el color de la celda indican las desviaciones más destacadas respecto a la hipótesis nula,

representadas por el signo y la magnitud de los residuos estandarizados o de Pearson (Friendly, 1994). Bajo la hipótesis nula de independencia, todas las celdas son blancas. Si la frecuencia observada de la celda es mayor que su frecuencia esperada, ésta mostrará un borde sólido y un sombreado azul intenso si se trata de una diferencia significativa (residuo estandarizado $\geq +2$). En cambio, si la frecuencia observada de la celda es menor que la frecuencia esperada de la asociación aleatoria entre las modalidades de rasgos y los tramos, ésta mostrará un borde discontinuo y un sombreado rojo intenso si dicha diferencia es significativa (residuo estandarizado ≤ -2).

Finalmente, se utilizó un análisis de correspondencias múltiples (MCA) para producir una representación simplificada, es decir, de baja dimensionalidad, de la información contenida en las tablas de contingencia de todo el estudio y así poder interpretar patrones sistemáticos de relaciones entre sus elementos, en concreto entre las modalidades de los diferentes rasgos. Este tipo de análisis exploratorio multivariante es similar a un análisis de componentes principales, pero enfocado a datos cualitativos (Abdi & Valentin, 2007). Para implementarlo en R se utilizó la función *mca* del paquete *FactoMineR* (Husson et al., 2016). La interpretación del MCA se basa en la proximidad entre puntos, ya que este método permite explorar si existen asociaciones entre modalidades de rasgos y la representatividad de dichas asociaciones en los diferentes tramos. Dos registros estarán más próximos si comparten características similares, es decir, si seleccionan las mismas modalidades de las diferentes variables categóricas. Modalidades de la misma variable aparecerán próximas si los registros asociados con ellas son de algún modo similares; así mismo, modalidades de diferentes variables aparecen próximas si son seleccionadas simultáneamente con frecuencia (Abdi & Valentin, 2007). Se realizó un análisis únicamente con rasgos y otro incluyendo rasgos y tramos.

La correlación entre los rasgos y las dimensiones del MCA fue calculada a través del coeficiente de determinación R^2 , el cual toma valores entre 0 y 1 según la fuerza de asociación entre las variables. Cuanto mayor sea el ajuste del modelo de regresión entre la dimensión y los rasgos, más cercano estará el coeficiente R^2 a 1.

La diversidad funcional, entendida como el número de combinaciones únicas de rasgos fue calculada finalmente para cada uno de los tramos y su variación fue analizada a lo largo del gradiente longitudinal y por masas de agua.

4 Resultados

4.1 Presiones humanas y estado de conservación

El análisis de presiones humanas reveló diferentes patrones de presión en función del gradiente longitudinal del río (**Figura 5**). Se constató una alteración hidrológica en todos los tramos, tanto por proximidad a la presa de Beniarrés, como a azudes y otras infraestructuras de extracción de agua que modifican los caudales circulantes. La alteración morfológica del cauce estuvo presente en muchos de los tramos, pero fue extensiva a partir del tramo 13.

La alteración de las riberas fue escasa hasta el tramo 11, haciéndose extensiva de nuevo a partir del tramo 13. La contaminación por residuos fue anecdótica en la mayoría de los tramos, pero extensiva en los tramos 15 y 16. En cuanto a los usos del suelo, los tramos 1-4, localizados en la plana de Lorcha, presentaron presencia de usos forestales y agrícolas. A partir del tramo 4, en el cañón fluvial, predominaron los usos forestales. A partir del tramo 7 y hasta el 13 predominaron los usos agrícolas. En la sección final (tramos 15-16) prevaleció la ocupación del espacio fluvial por usos urbanos.

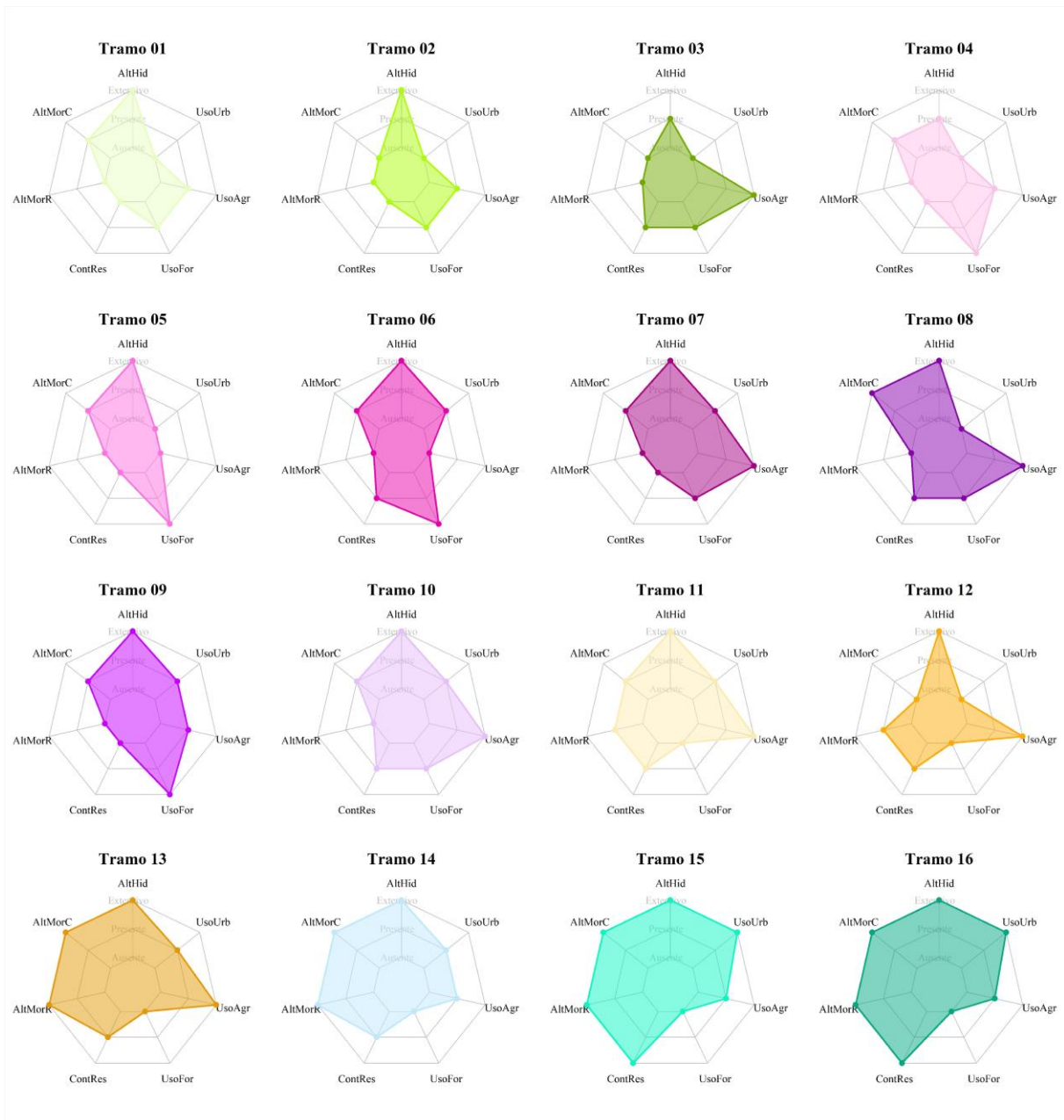


Figura 5. Gráficos radiales de presiones humanas evaluadas en tres niveles de magnitud (ausente, presente, extensiva) en cada uno de los tramos de estudio: alteración hidrológica (AltiHid), alteración morfológica del cauce (AltiMorC) y de la ribera (AltiMorR), contaminación por residuos (ContRes), uso forestal del suelo (UsoFor), uso agrícola (UsoAgr) y uso urbano (UsoUrb).

La calidad del bosque de ribera (**Figura 6**), evaluada por el índice QBR ([Munné et al., 2003](#)), no detectó ningún tramo con calidad excelente (QBR > 95). Únicamente los tramos 5, 6 y 9 presentaron una calidad buena (QBR 75-90). Los tramos del 1 al 4, el

7, 8 y 10 presentaron una calidad regular (QBR 55-70); y los tramos 11 y 12, una calidad mala (QBR 30-50). Del tramo 13 al 16 la calidad fue pésima (QBR < 25). En las fotografías puede verse el aspecto general de las formaciones de ribera y del cauce.



Figura 6. Vista general del punto de muestreo de cada uno de los tramos de estudio y calidad de su bosque de ribera.

4.2 Riqueza de especies

En función de los inventarios florísticos analizados, la riqueza vegetal de las riberas del Serpis, desde el embalse de Beniarrés al mar, fue de 117 especies en total. El número de especies por punto de muestreo osciló entre 21 (tramo 14) y 55 especies (tramo 1), con una media global de 40 (± 11.4) especies (**Figura 7; izquierda**). En general, la riqueza estuvo entorno a las 40 especies (o superior) entre los tramos 1 y 11, y bajo dicho

valor entre los tramos 12 y 16. La riqueza total de especies mostró una tendencia decreciente en relación con la distancia al embalse de Beniarrés (correlación lineal de Pearson $r = -0.702$, $p < 0.01$). La riqueza de especies nativas mostró un patrón similar, aunque con una tendencia ligeramente más acentuada ($r = -0.796$, $p < 0.001$). Por el contrario, la riqueza de especies exóticas mostró una tendencia positiva, aunque no tan evidente ($r = 0.573$, $p < 0.05$), como puede observarse en la **Figura 7; derecha**.

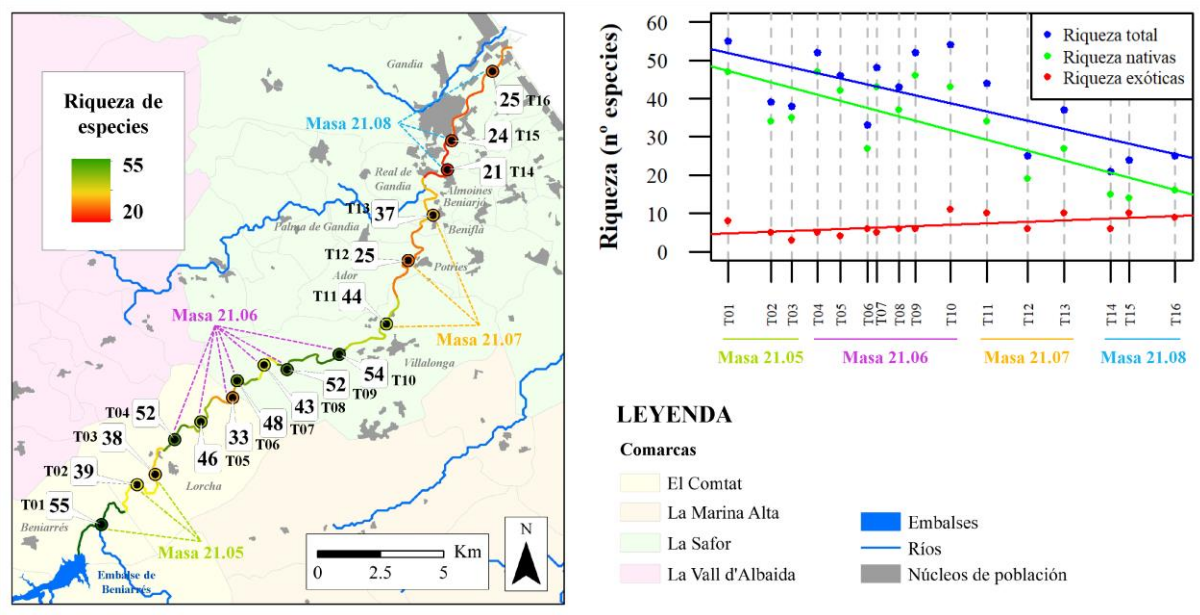


Figura 7. Distribución longitudinal de la riqueza de especies en cada uno de los puntos de muestreo de cada tramo de estudio (izquierda), junto con la riqueza total, de especies nativas y exóticas a lo largo del mismo gradiente longitudinal (derecha).

Estas tendencias también se observan en la **Figura 8**, referida al porcentaje de especies nativas y exóticas registrado en el punto de muestreo de cada tramo. En la primera y segunda masa de agua, es decir, del tramo 1 al 10, se registró un porcentaje de especies nativas superior al 80 %, destacando el tramo 3, con un 92 % de especies nativas. Los porcentajes medios de ambas masas de agua fueron muy similares, concretamente 88 % y 87 % de especies nativas y 12 % y 13 % de especies exóticas, respectivamente.

A partir del tramo 11, localizado en las proximidades del municipio de Villalonga, el porcentaje de especies nativas disminuye y, por consiguiente, aumenta el porcentaje de especies exóticas. La tercera masa de agua presentó un porcentaje medio de nativas del 75 % y de exóticas del 25 %. La cuarta masa de agua presentó los valores más extremos, con un porcentaje medio de nativas del 65 % y de exóticas del 35 %. Destacan

especialmente los dos últimos tramos, con 42 % (T15) y 36 % (T16) de especies exóticas, respectivamente.

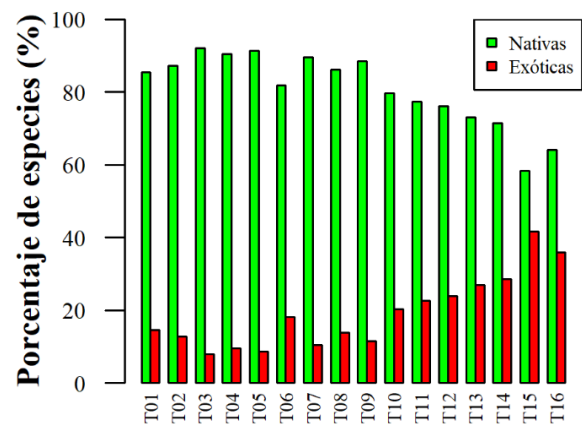


Figura 8. Porcentaje de especies nativas y exóticas registradas en cada uno de los puntos de muestreo de los 16 tramos de estudio.

4.3 Diversidad vegetal

En relación con la diversidad alfa (**Figura 9A**), entendida como la riqueza media de especies de cada masa de agua, se constató que la segunda masa (código 21.06) presentó la mayor diversidad media de especies, con 47 (± 7.2) especies inventariadas, seguida muy de cerca por la primera masa de agua (código 21.05), con 44 (± 9.5) especies. La tercera (código 21.07) y la cuarta (código 21.08) masa de agua presentaron una menor riqueza progresivamente, concretamente 35 (± 9.6) y 23 (± 2.1) especies, respectivamente.

El indicador de diversidad beta (**Figura 9B**), referido a la heterogeneidad, mostró la mayor diferencia entre la primera y la segunda masa de agua, con valores de 0.51 y 0.33 respectivamente. El resto de las masas mostraron valores intermedios entre las anteriores.

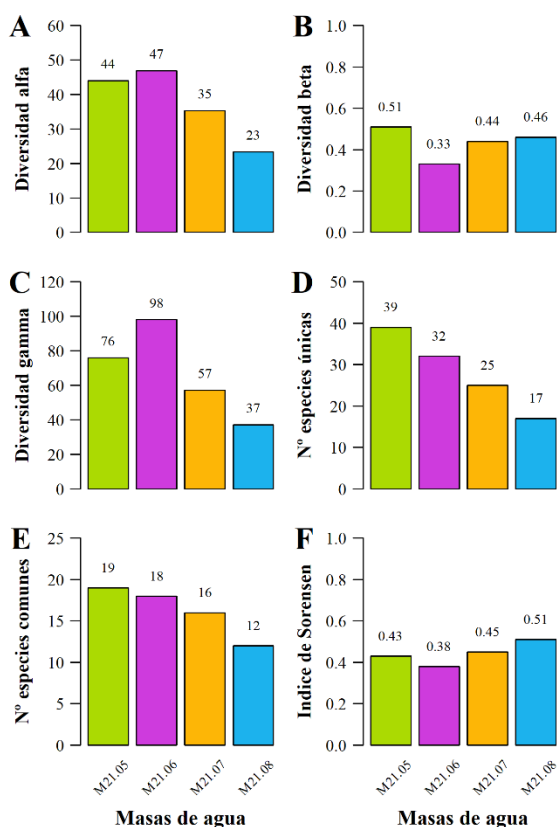


Figura 9. Indicadores de diversidad vegetal por masas de agua, siendo M21.05 la masa más próxima al embalse de Beniarrés y M21.08 la masa más próxima a la desembocadura del río Serpis en el mar Mediterráneo.

El indicador de diversidad gamma (**Figura 9C**), medida como el número de especies vegetales distintas en cada masa de agua, indicó que la masa de mayor riqueza fue la segunda masa, con un total de 98 especies distintas, lo que representa el 84 %

de la riqueza relativa de toda la zona de estudio. Le siguió la primera masa (76 especies; riqueza relativa: 65 %), la tercera (57 especies; riqueza relativa: 49 %) y finalmente, la cuarta (37 especies; riqueza relativa: 32 %).

Con relación al número de especies únicas y comunes, ambos indicadores reprodujeron un mismo patrón decreciente a lo largo del gradiente longitudinal del río, aunque con distinta magnitud y ciertas peculiaridades (**Figura 9D; E**). La primera masa de agua, a pesar de tener una riqueza media relativamente similar a la segunda (44 especies frente a 47), presentó un mayor número de especies únicas (39 frente a 32), es decir, especies presentes tan solo en uno de los tramos de muestreo de la masa de agua. La tercera masa presentó 25 y la cuarta únicamente 17 especies únicas. En cambio, al evaluar las masas de agua entre ellas, la primera masa presentó 7 especies únicas (no presentes en el resto de las masas de agua), la segunda presentó 21 especies, la tercera masa 5 especies y la cuarta masa solo 4 especies únicas.

Respecto al número de especies comunes entre los tramos de cada masa de agua, se obtuvieron los siguientes valores, desde aguas arriba hacia aguas abajo: 19, 18, 16 y 12. Destacó nuevamente la última masa de agua, con solo 12 especies comunes a los tres puntos de muestreo. En general, considerando toda la zona de estudio, un total de 22 especies fueron comunes a las cuatro masas de agua, pero solo 4 especies fueron comunes a todos los puntos de muestreo de todos los tramos (**Figura 10**). Éstas fueron: la caña común (*Arundo donax*), la correhuela mayor (*Calystegia sepium*), la persicaria (*Polygonum persicaria*) y la zarza (*Rubus ulmifolius*).



Figura 10. Especies comunes a los 16 puntos de muestreo en el río Serpis: A, caña común (*Arundo donax*); B, correhuela mayor (*Calystegia sepium*); C, persicaria (*Polygonum persicaria*); y D, zarza (*Rubus ulmifolius*).

El índice de Sorensen, aunque con valores bastante similares entre masas de agua (**Figura 9F**), mostró el mayor valor (0.51) para la cuarta masa de agua, lo que indicaría que los inventarios realizados en la misma serían muy similares. El valor más bajo, se dio en la segunda masa de agua (0.38), lo que denotaría de nuevo una mayor diversidad de especies y heterogeneidad en general del paisaje ripario y de sus hábitats.

Con relación a la uniformidad de la ribera, el índice de Shannon mostró valores más bajos en la tercera y cuarta masa de agua que en la primera y la segunda (**Figura 11**). Los tramos con mayor uniformidad (elevada riqueza con distribución similar en coberturas) fueron los tramos 1, 4, 5, 9 y 10, todos ellos con valores del índice de Shannon superiores a 3.2. En cambio, los tramos del curso bajo, además de ser más pobres en especies como han indicado los índices anteriores, también serían menos uniformes, es decir, solo unas pocas especies dominarían en cobertura sobre el resto. Destacarían los tramos 12, 14, 15 y 16 con valores del índice de Shannon inferiores a 2.7.

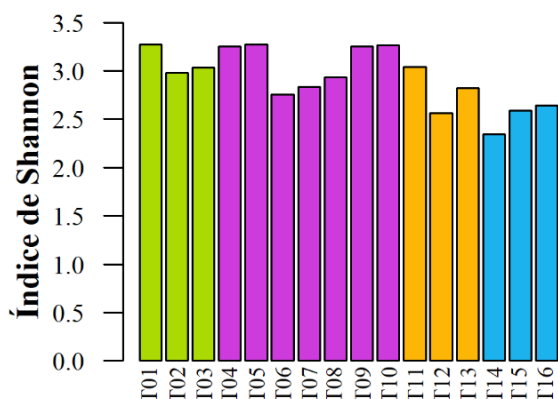


Figura 11. Índice de diversidad de Shannon.

4.4 Rasgos funcionales – análisis univariante

Del total de 117 especies registradas en los inventarios florísticos a lo largo de los 16 tramos de estudio, solo 75 especies pudieron ser caracterizadas funcionalmente según las bases de datos consultadas. Sin embargo, dadas las peculiaridades de cada tramo, este porcentaje (64 %) no fue uniforme entre los tramos (**Figura 12**). El tramo que tuvo un mayor número de especies caracterizadas fue el tramo 2, con el 77 %, y el que menos, el tramo 16, con el 56 %.

Las especies, de las cuales se disponía de información, fueron caracterizadas según 50 modalidades de 10 rasgos diferentes (véase **Tabla**

2), las cuales fueron seleccionadas con diferente frecuencia, en función de las especies presentes en cada tramo.

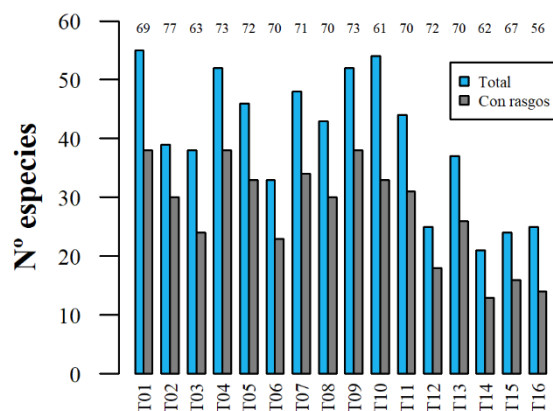


Figura 12. Número total de especies registradas (barra azul) y número de especies caracterizadas funcionalmente (barra gris) por tramo. El porcentaje de especies caracterizadas por tramo aparece indicado en la parte superior de la figura.

El test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson no identificó ninguna asociación significativa entre las dos variables categóricas (modalidades de los rasgos y tramos), ya que el valor p del test siempre fue mayor al nivel de significación $\alpha = 0.05$. Por tanto, no se pudo rechazar la hipótesis nula (**Tabla 3**). Sin embargo, el análisis pormenorizado de los gráficos de mosaico reveló ciertas tendencias.

Tabla 3. Valores del estadístico chi-cuadrado (χ^2) de Pearson, grados de libertad (GL) y valor p para el análisis de la asociación entre rasgos funcionales y tramos.

Rasgo funcional	χ^2	GL	Valor p
Biotipo	45.237	90	1.000
Ciclo de vida	23.008	30	0.818
Porte	66.316	105	0.999
Altura	23.871	45	0.996
Persistencia foliar	24.896	30	0.730
Área foliar específica	16.606	30	0.977
Peso de la semilla	25.277	45	0.992
Tipo funcional	43.810	60	0.942
Estrategia ecológica	42.700	75	0.999
Urbanidad	57.174	60	0.580

La anchura de las celdas de los gráficos de mosaico fue diferente según los tramos, siendo mayor en aquellos tramos con mayor riqueza y

mayor porcentaje de especies documentadas. La largura de las celdas dependió del número de casos registrados y documentados de cada modalidad en cada tramo para cada rasgo en concreto.

En el caso del rasgo Biotipo, los gráficos de mosaico mostraron que los biotipos fanerófito (BFan) y hemicriptófito (BHem) fueron los más abundantes en todos los tramos (**Figura 13; izquierda**), con un porcentaje medio de presencia del 46 % y del 33 % del total de especies documentadas por tramo, respectivamente. Sin embargo, ambos biotipos mostraron tendencias opuestas. Los fanerófitos mostraron una tendencia ligeramente decreciente y los hemicriptófitos ligeramente creciente a lo largo del gradiente longitudinal, tanto en número como en porcentaje de especies. Los residuos estandarizados mostraron una asociación positiva y significativa entre la proporción de caméfitos (BCam) y los tramos 4 y 9 (**Figura 13; derecha**). Así mismo, los residuos estandarizados positivos indicaron un aumento (respecto a los valores esperados) de los hemicriptófitos entre los tramos 12 y 16. En cambio, los helófitos (BHel) estuvieron prácticamente ausentes en dichos tramos.

El rasgo Ciclo de vida (**Figura 14; izquierda**) mostró un predominio de las plantas con ciclo de vida perenne (CPer), ya que éstas representaron, en promedio, el 89 % de las especies documentadas en cada tramo. En cuanto al número de especies por tramo, la tabla de contingencia reveló una

correlación negativa significativa entre el número de especies perennes y la distancia al embalse de Beniarrés ($r = -0.781, p < 0.001$). Los residuos estandarizados mostraron una asociación positiva y significativa entre la proporción de plantas bienales (CBie) y el tramo 7, aunque esta modalidad fue la más escasa de las tres documentadas (**Figura 14; derecha**).

Con relación al rasgo Porte, la modalidad de las hierbas perennes (PHip) fue la más abundante, con un 36 % de presencia media del total de especies documentadas en cada tramo, seguida por los grandes arbustos (PGAr), las gramíneas (PGra), los árboles (PAro) y las lianas (PLia), con el 16, 13, 12 y 10 % de presencia media, en ese orden (**Figura 15; izquierda**). Merece la pena destacar la falta de arbolado en los tramos 12 y 14, así como el bajo porcentaje que esta modalidad representa en los tramos 15 y 16, con solo dos y una especie, respectivamente. Las tablas de contingencia arrojaron cuatro tendencias significativas en relación con el gradiente longitudinal: una tendencia negativa en el número de grandes arbustos ($r = -0.737, p < 0.001$), de lianas ($r = -0.632, p < 0.01$) y de hierbas perennes ($r = -0.704, p < 0.01$), y una tendencia positiva en el porcentaje de gramíneas ($r = 0.620, p < 0.01$). Los residuos estandarizados indicaron un aumento (respecto a los valores esperados) de los subarbustos en el tramo 2 y de los arbustos en el tramo 9 (**Figura 15; derecha**).

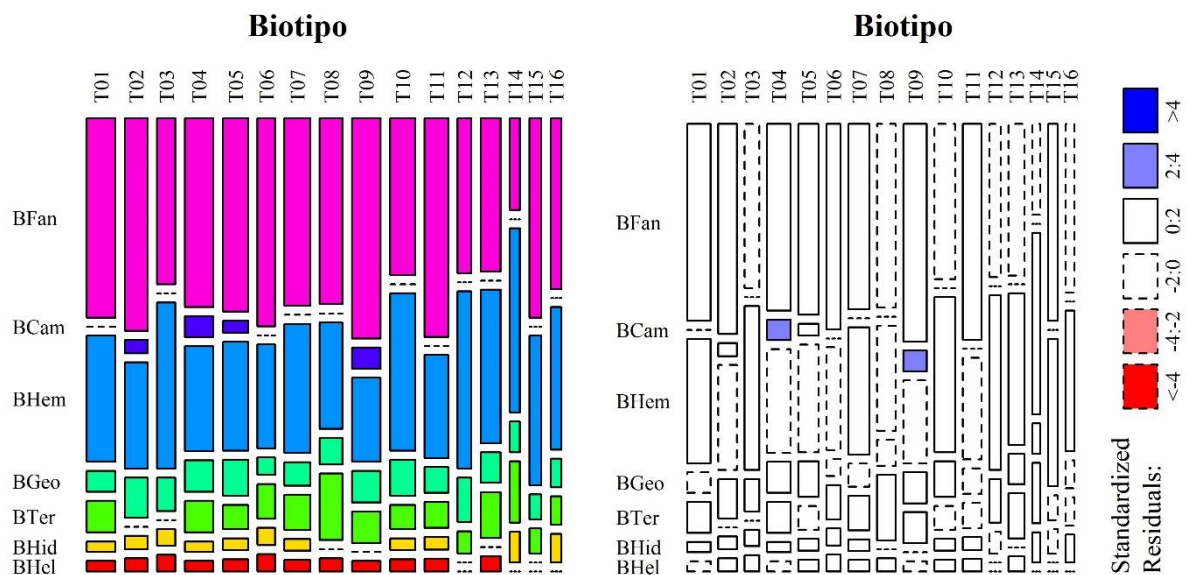


Figura 13. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 7 x 16, donde se aprecia la distribución de las siete modalidades del rasgo Biotipo (BFan: fanerófito; BCam: caméfito; BHem: hemicriptófito; BGeo: geófito; BTer: terófito; BHid: hidrófito; BHel: helófito) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

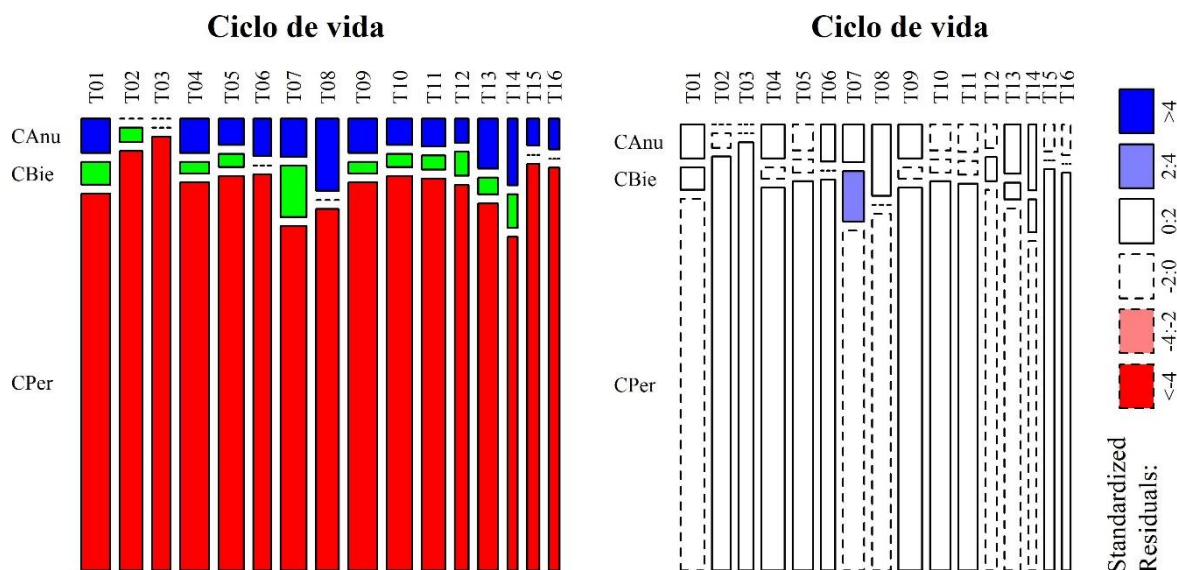


Figura 14. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 3 x 16, donde se aprecia la distribución de las tres modalidades del rasgo Ciclo de vida (CAnu: anual; CBien: bienal; CPer: perenne) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

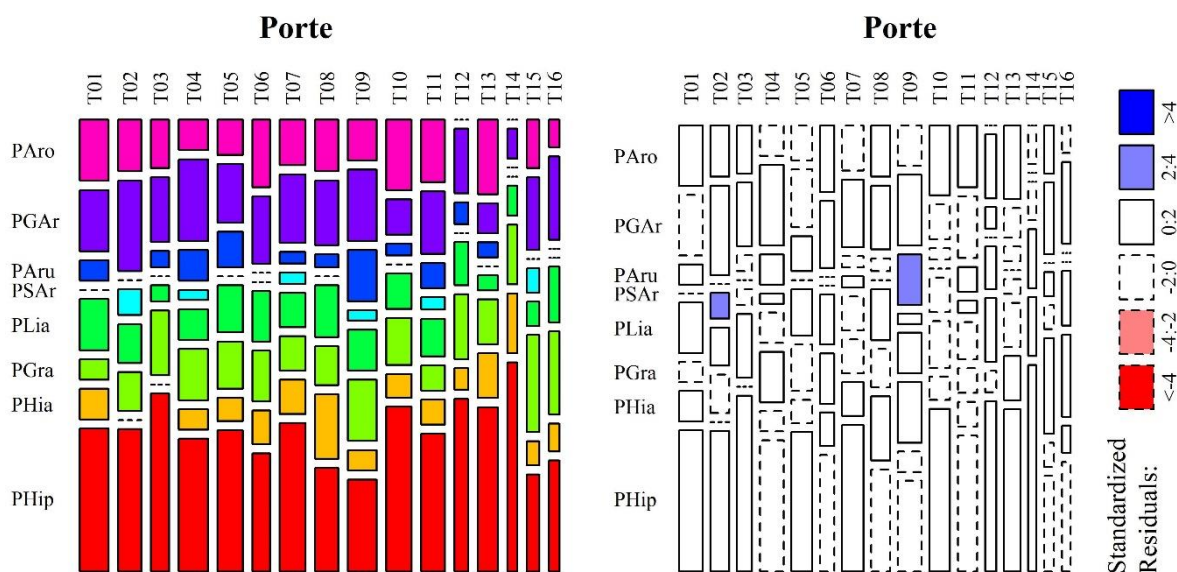


Figura 15. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 8 x 16, donde se aprecia la distribución de las ocho modalidades del rasgo Porte (PAro: árbol; PGAr: gran arbusto; PAru: arbusto; PSAr: subarbusto; PLia: liana; PGra: gramínea; PHia: hierba anual; PHip: hierba perenne) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

Las cuatro modalidades del rasgo Altura del dosel estuvieron repartidas en los tramos de una forma más equitativa que los rasgos anteriores (Figura 16; izquierda). La modalidad que representó la vegetación baja (ABaj) fue la más abundante, con un 42 % en promedio entre los tramos, seguida por la vegetación alta (AAlt; 22 %), media (AMed; 21 %), y muy alta (AMAl; 15 %). Los residuos estandarizados mostraron un

porcentaje mayor del esperado en vegetación baja en los tramos bajos, es decir, del tramo 12 al 16 (Figura 16; derecha); así mismo, los tramos 12, 14, 15 y 16 presentaron los valores más bajos de especies de la modalidad dosel muy alto (tanto en número de especies como en porcentaje respecto al total de cada tramo).

Otro hecho que merece la pena resaltar es que la sección comprendida entre los tramos 3 y 8

presentó un porcentaje mayor del esperado en vegetación de altura media.

En cuanto a la Persistencia foliar (Figura 17; izquierda), no se registró ninguna especie con persistencia primaveral y solo dos tramos con especies de persistencia invernal (PInv). En este sentido, se observó dependencia entre PInv y el tramo 8. Dicha asociación presentó la mayor diferencia entre los conteos reales y los esperados

(Figura 17; derecha). La persistencia estival (PEst) fue mayoritaria, con un porcentaje promedio del 67 %, seguida por la persistencia total (PTot), del 33 %. La tercera masa de agua (tramos 11-13) presentó mayor persistencia total y menor estival de la esperada. En cambio, la cuarta masa de agua (tramos 14-16) presentó el patrón contrario, es decir, menor persistencia total y mayor estival de la esperada.

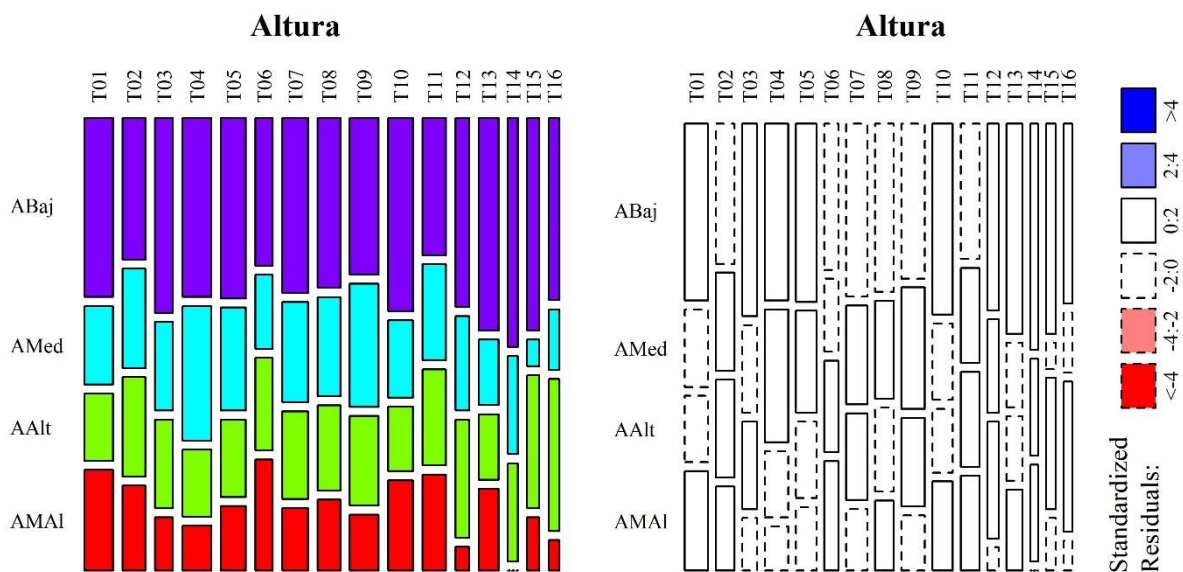


Figura 16. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 4 x 16, donde se aprecia la distribución de las cuatro modalidades del rasgo Altura del dosel (ABaj: baja; AMed: media; AAlt: alta; AMAl: muy alta) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

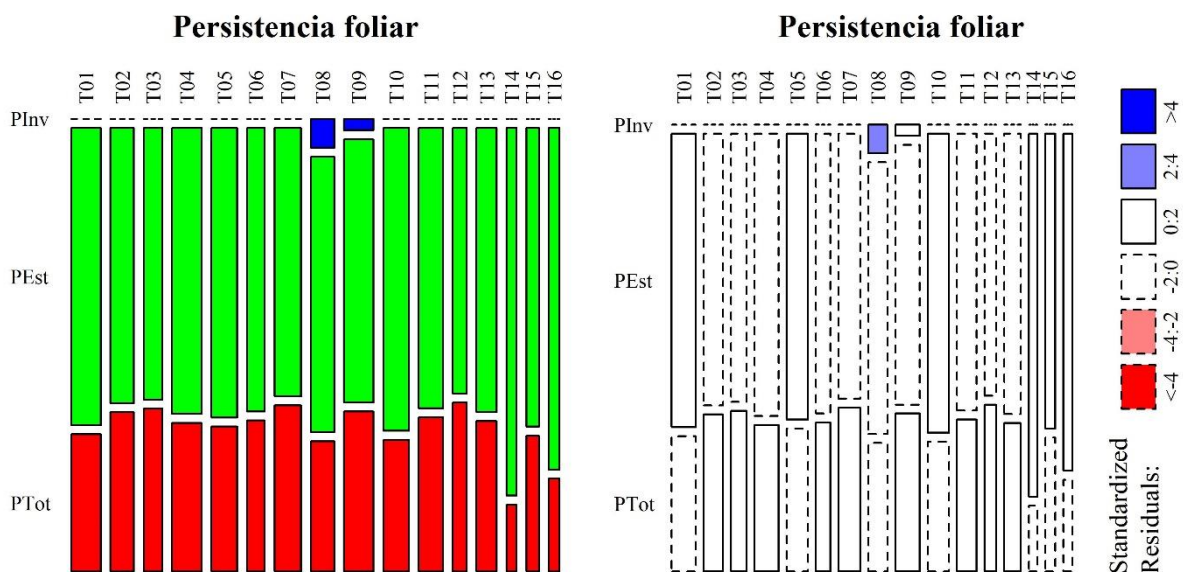


Figura 17. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 3 x 16, donde se aprecia la distribución de las tres modalidades del rasgo Persistencia foliar (PInv: persistencia invernal; PEst: persistencia estival; PTot: persistencia total) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

Las modalidades del rasgo Área foliar específica también se distribuyeron de manera bastante equitativa entre tramos (**Figura 18; izquierda**). En promedio, un 45 % de los registros documentados se asociaron a plantas con área foliar específica media (FMed), un 29 % a alta (FAlt) y un 25 % a baja (FBaj). El número y el porcentaje de especies con FAlt mostraron una tendencia decreciente en el gradiente longitudinal, que fue significativa para el número de especies

($r = -0.711, p < 0.01$). Así mismo, el recuento de especies con FAlt en las dos últimas masas de agua fue menor del esperado (**Figura 18; derecha**).

Para el rasgo Peso de la semilla, la modalidad de semillas muy ligeras (SMLi) fue la más abundante, con un 65 % de presencia promedio (**Figura 19; izquierda**). Las modalidades de peso ligero (SLig) y medio (SMed) fueron del 23 % y 12 %, respectivamente. Solo se contabilizaron dos registros de semillas pesadas (SPes).

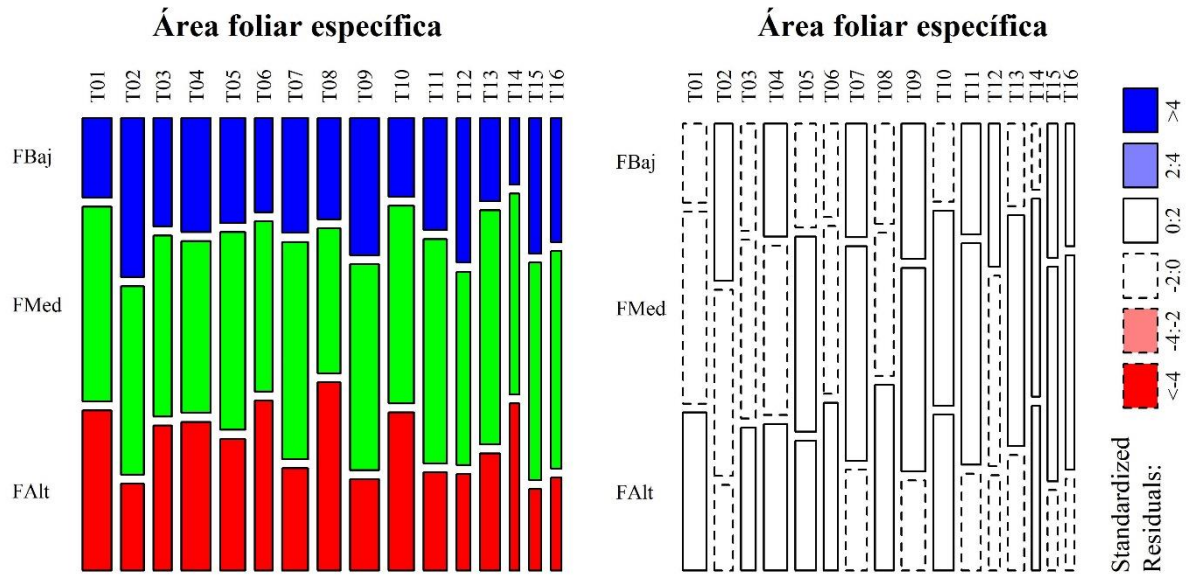


Figura 18. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 3 x 16, donde se aprecia la distribución de las tres modalidades del rasgo Área foliar específica (FBaj: baja; FMed: media; FAlt: alta) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

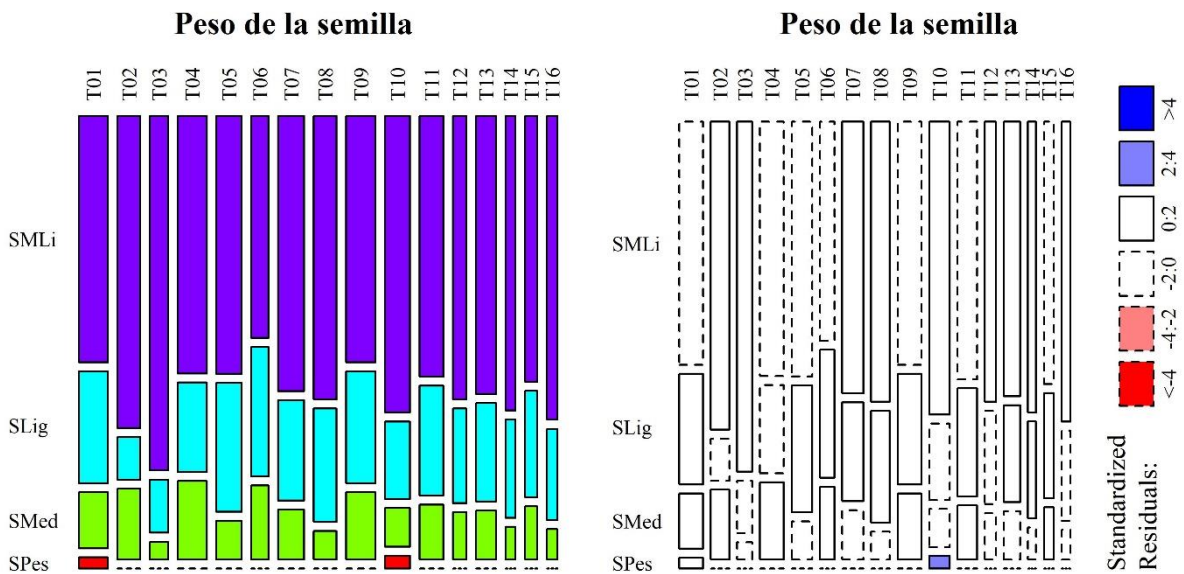


Figura 19. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 4 x 16, donde se aprecia la distribución de las cuatro modalidades del rasgo Peso de la semilla (SMLi: muy ligera; SLig: ligera; SMed: media; SPes: pesada) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

El número de especies de la modalidad SMLi fue superior a 17 hasta el tramo 13 (a excepción del tramo 6 y del 12, con 12 especies cada uno de ellos). En cambio, este valor descendió a 10 especies en los últimos tres tramos. Esta tendencia decreciente en el número de especies SMLi respecto al gradiente longitudinal fue significativa ($r = -0.766$, $p < 0.001$). Sin embargo, dicha tendencia no fue tan evidente al considerar el porcentaje que estas especies respecto al total del tramo. Tampoco se observaron patrones relevantes para el resto de modalidades (**Figura 19; derecha**).

El rasgo Tipo funcional mostró que, aunque con ligeras diferencias entre tramos, la modalidad facultativa higrófila (TFaH) fue la más abundante en toda la zona de estudio, con un 48 % de presencia promedio, seguida por la modalidad facultativa (TFac) con el 26 %. Las modalidades, obligada higrófila (TObH) y facultativa xerófila (TFaX), representaron el 10 %, en ambos casos. Por último, la modalidad obligada xerófila (TObX) representó únicamente el 6 % de los registros (**Figura 20; izquierda**). Merece la pena destacar la reducción, tanto en número como en porcentaje, de las especies TObH en función de la distancia a la presa, ya que dicha tendencia negativa fue significativa en ambos casos ($r = -0.865$, $p < 0.001$; $r = -0.678$, $p < 0.05$), siendo además significativamente alto el conteo de estas especies en el tramo 3 respecto al valor esperado (**Figura 20; derecha**). Entre el tramo 1 y el 11 se contabilizaron entre 3 y 6 especies TObH, en

cambio, a partir del tramo 12 éstas descendieron a 2 especies, una o ninguna. Un patrón similar, aunque con valores superiores se observó para el número de especies TFaH, siendo los tramos de la última masa de agua aquellos con valores inferiores ($r = -0.738$, $p < 0.001$), aunque no fue significativo a nivel de porcentaje de especies. Por último, hay que destacar que el porcentaje de especies TFac aumentó en los últimos tramos y que las especies de las modalidades TFaX y TObX presentaron mayores valores de presencia en los tramos centrales (segunda masa de agua) respecto a los valores esperados (tanto en número como en porcentaje).

El rasgo Estrategia ecológica (**Figura 21; izquierda**) estuvo dominado por la modalidad competidora (ECom), con un 55 % de representación promedio en la zona de estudio, seguido por la estrategia competidora tolerante (ECoT; 23 %) y competidora ruderal (ECoR; 12 %). Es relevante resaltar que el porcentaje de plantas con modalidad ECoR mostró una tendencia creciente significativa ($r = 0.719$, $p < 0.01$) a lo largo del gradiente longitudinal, mientras que el número de especies con modalidad ECom y ECoT presentaron una tendencia decreciente negativa ($r = -0.749$, $p < 0.001$; $r = -0.873$, $p < 0.001$). Fue especialmente significativo el aumento de plantas con modalidad ECoR en el tramo 14 (**Figura 21; derecha**) y la ausencia total de plantas con estrategia competidora tolerante ruderal (ETCR) en los tramos próximos a la desembocadura.

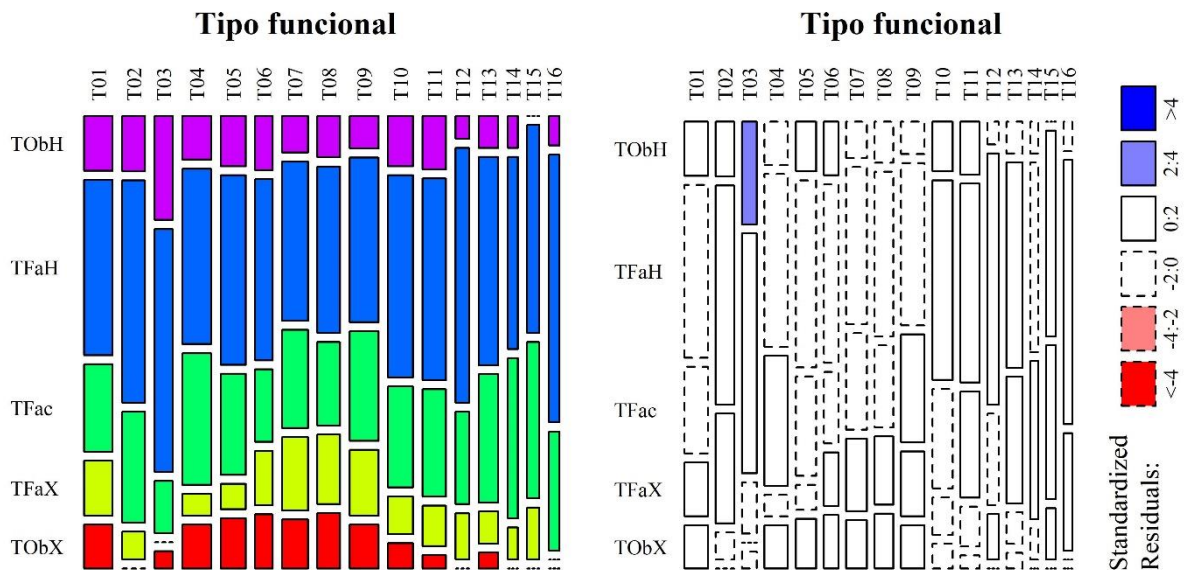


Figura 20. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 5 x 16, donde se aprecia la distribución de las cinco modalidades del rasgo Tipo funcional (TObH: obligada higrófila; TFaH: facultativa higrófila; TFac: facultativa; TFaX: facultativa xerófila; TObX: obligada xerófila) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

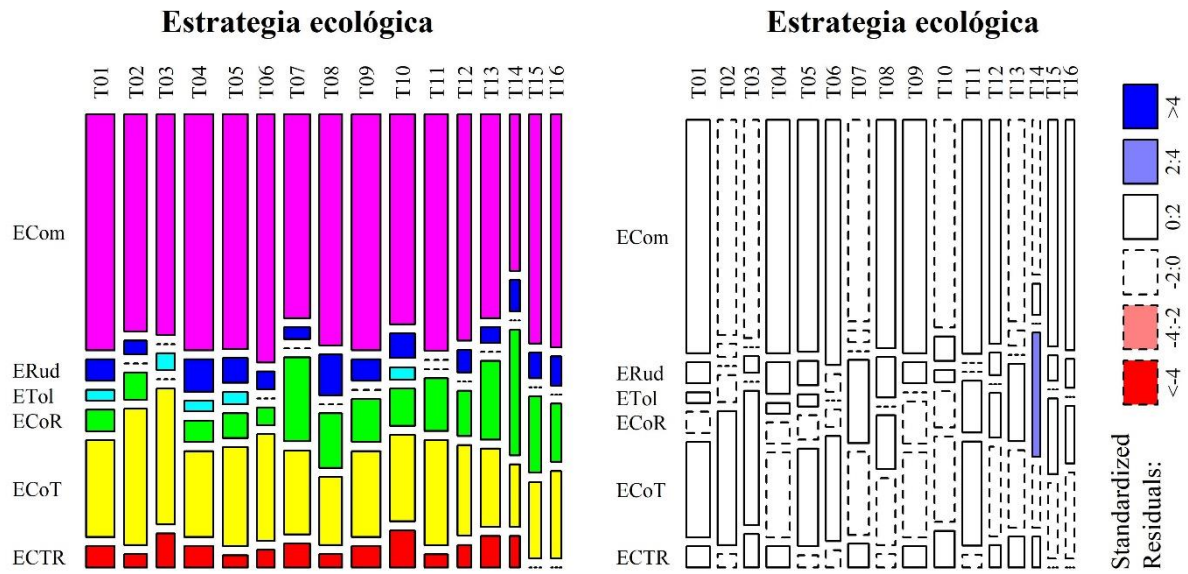


Figura 21. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 6 x 16, donde se aprecia la distribución de las seis modalidades del rasgo Estrategia ecológica (ECom: competidora; ERud: ruderal; ETol: tolerante; ECoR: competidora ruderal; ECoT: competidora tolerante; ETol: tolerante ruderal; ECTR: competidora tolerante ruderal) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

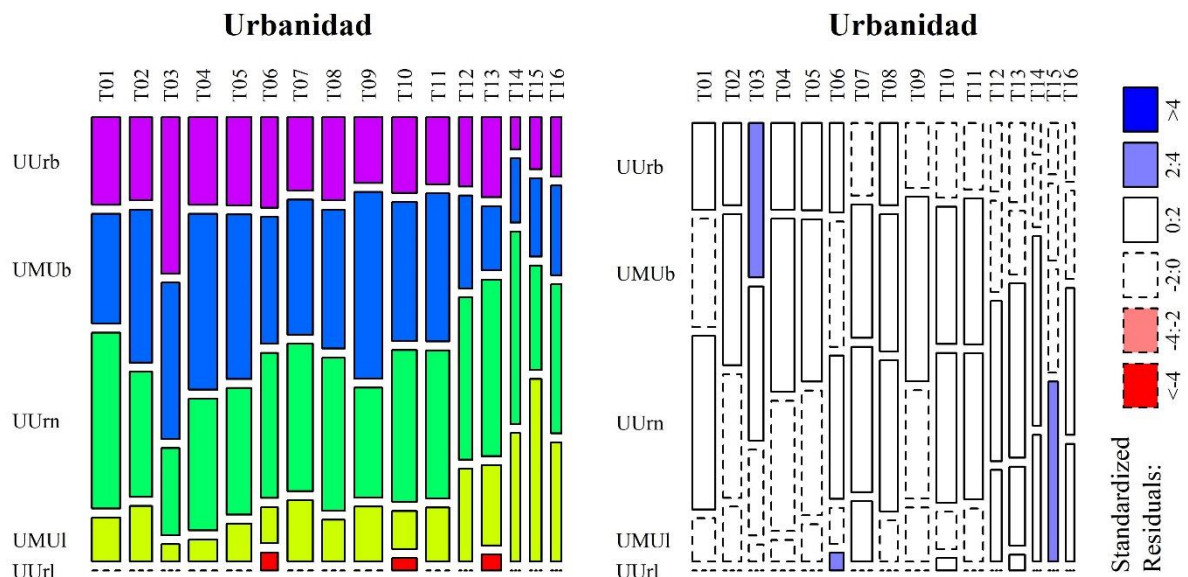


Figura 22. Gráficos de mosaico resultantes de una tabla de contingencia 5 x 16, donde se aprecia la distribución de las cinco modalidades del rasgo Urbanidad (UUrb: urbanófoba; UMUb: moderadamente urbanófoba; UUrñ: urbanoneutral; UMUI: moderadamente urbanófila; UUrI: urbanófila) en cada uno de los 16 tramos de estudio. El tipo de borde y el color de las celdas del gráfico de mosaico de la derecha muestran el signo y la magnitud de los residuos estandarizados del test de independencia chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

El rasgo Urbanidad es el que mostró un patrón más claro respecto al gradiente longitudinal y estuvo más próximo a mostrar una asociación entre los rasgos y los tramos (Tabla 3). Se caracterizó por la dominancia de dos modalidades a lo largo de la zona de estudio (Figura 22; izquierda). En concreto, las modalidades urbanoneutral (UUrñ) y moderadamente urbanófoba (UMUb), con el 34 %

y 30 % de presencia media, respectivamente. Estuvieron seguidas por las modalidades urbanófoba (UUrb; 19 %) y moderadamente urbanófila (UMUI; 16 %). El número de especies con modalidad UMUI mostró una tendencia creciente significativa ($r = 0.528$, $p < 0.05$), tendencia positiva que fue la más fuerte de todas las reveladas por este estudio en el caso del

porcentaje de especies de dicha modalidad ($r = 0.820$, $p < 0.001$). Complementariamente, el porcentaje de especies documentadas con modalidad UURb mostró la tendencia decreciente significativa más fuerte de este estudio ($r = -0.892$, $p < 0.001$); de igual modo lo fueron las tendencias mostradas por el número y el porcentaje de especies de la modalidad UMUB, también negativas significativas, aunque de menor intensidad ($r = -0.712$, $p < 0.01$; $r = -0.702$, $p < 0.01$). Cabe resaltar dos asociaciones especialmente relevantes y significativas: la presencia de especies UURb en el tramo 3 y UMUI en el tramo 15 (**Figura 22; derecha**).

4.5 Rasgos funcionales – análisis multivariante

Previamente a la elaboración del análisis de correspondencias múltiples (MCA), las modalidades con menos de 10 registros (BCam, PSAr, PInv, SPes, ETol y UURl) fueron eliminadas. Esta acción no tuvo un gran impacto a nivel de tamaño muestral, pues supuso pasar de 439 a 416 registros, pero es altamente recomendada para evitar la distorsión de los análisis. Las dos primeras dimensiones del MCA elaborado con las 42 modalidades restantes consiguieron explicar el 25.8 % de la varianza de los datos, llegando con la tercera dimensión al 33.7 %. La primera dimensión estuvo correlacionada principalmente con los rasgos Biotipo ($R^2 = 0.932$, $p < 0.001$), Porte ($R^2 = 0.902$, $p < 0.001$), Altura ($R^2 = 0.684$, $p < 0.001$), Estrategia ecológica ($R^2 = 0.604$, $p < 0.001$) y Ciclo de vida ($R^2 = 0.503$, $p < 0.001$). La segunda dimensión estuvo correlacionada con Biotipo ($R^2 = 0.869$, $p < 0.001$), Porte ($R^2 = 0.816$, $p < 0.001$), Tipo funcional ($R^2 = 0.516$, $p < 0.001$) y Estrategia ecológica ($R^2 = 0.499$, $p < 0.001$).

Los tramos no mostraron un patrón claro de asociación a determinadas combinaciones de rasgos ya que aparecieron localizados en el centro del gráfico cuando se repitió el análisis MCA considerando los tramos como una variable más. Este hecho podría estar condicionado por el número de especies con rasgos coincidentes entre tramos. El patrón de disposición de los rasgos considerando los tramos fue prácticamente idéntico pero la varianza explicada por las dos dimensiones fue menor (17.7 % respecto a 25.8 %).

El MCA realizado únicamente con los rasgos reveló varias asociaciones relevantes entre las modalidades de los rasgos funcionales (**Figura 23**). Las modalidades con un perfil similar (es decir, que fueron seleccionadas con frecuencia) aparecieron agrupadas en el MCA, por lo que la distancia entre

los puntos en el diagrama da una idea de su similitud. Para mejorar la visualización de la posición de las diferentes modalidades, también se representó cada rasgo por separado (**Figura 24** y **Figura 25**).

Las modalidades que más contribuyeron a las dos primeras dimensiones son consideradas las modalidades más importantes en la explicación de la variabilidad de la base de datos. En este sentido, las modalidades que más contribuyeron a la definición de la primera dimensión (contribución superior al 5 %) fueron: BTer, CAnu, PHia, ABaj, BFan y FAIt; a la segunda dimensión: CAnu, BTer, PHia, PHip, TOBH y ECoT; y a la tercera dimensión: PGrA, BGeo, PTot, ERud y AMAI.

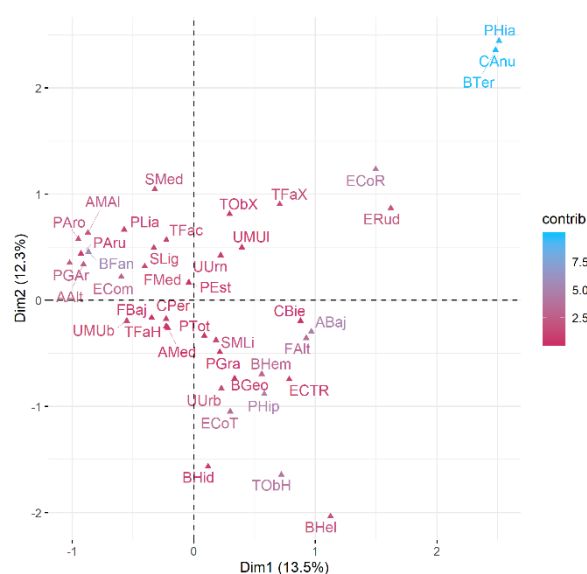


Figura 23. Diagrama del análisis de correspondencias múltiples (MCA) para todos los rasgos funcionales. Las dos primeras dimensiones explican el 25.8 % de la varianza de los datos. El color hace referencia a la contribución (%) de cada modalidad a la definición de las dimensiones.

Aquellas modalidades negativamente correlacionadas se situaron en extremos opuestos, como por ejemplo el tipo funcional obligada higrófila (TOBH) y obligada xerófila (TOBX) en la dimensión 2. Las modalidades que presentaron los patrones más relevantes son aquellas que mostraron una mayor contribución y se situaron más lejos del origen del diagrama. Por ejemplo, la asociación entre plantas herbáceas anuales de biotipo terófito (PHia, CAnu, BTer), o la asociación entre las hierbas perennes (PHip) de biotipo helófito (BHel) e hidrófito (BHid) y tipo funcional obligada higrófila (TOBH); así como la asociación entre el biotipo fanerófito (BFan) y las plantas de gran porte (PArO, PGrA, PArU) y altura (AAIt y AMAI) y estrategia competitiva (ECom).

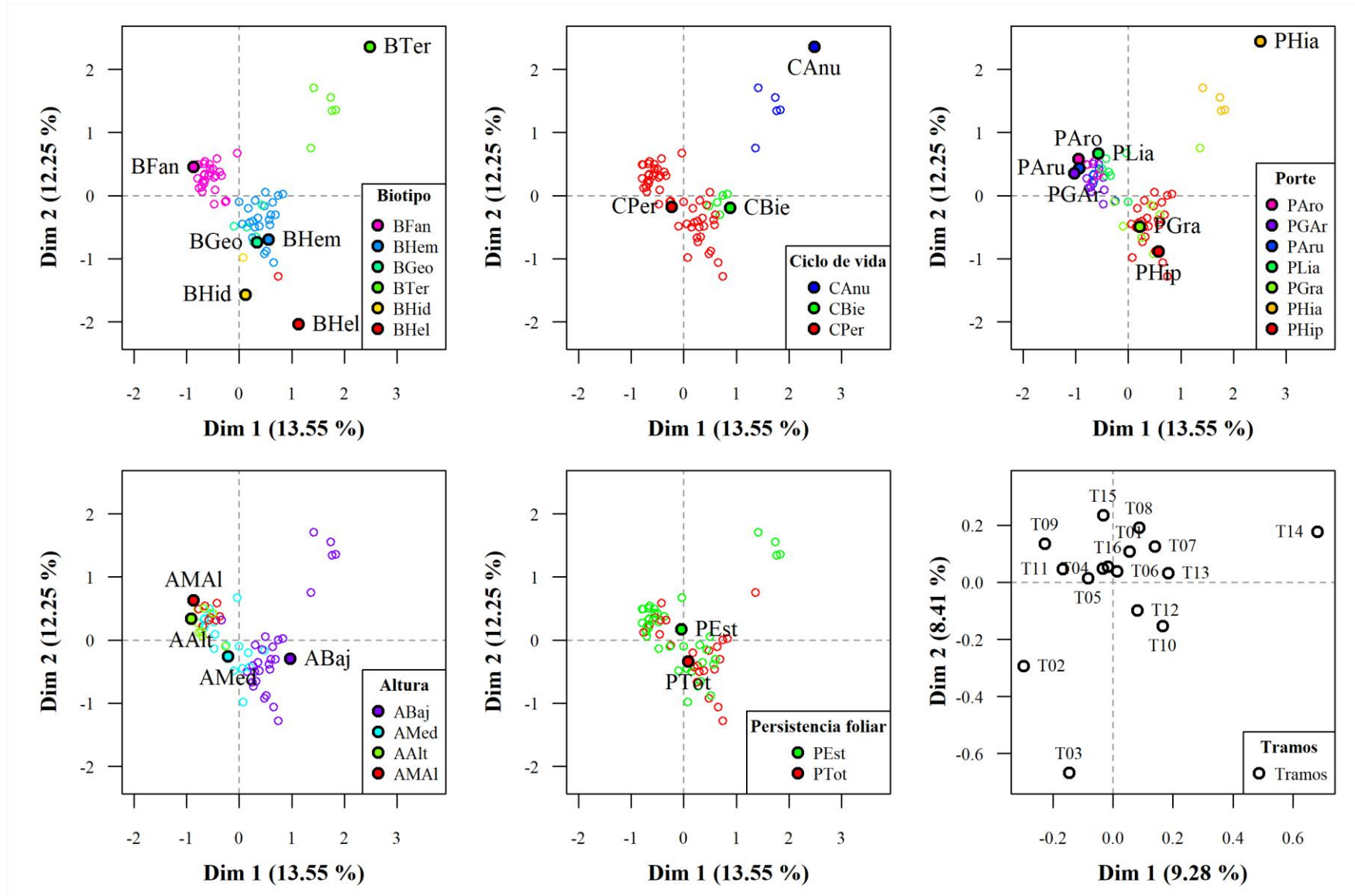


Figura 24. Diagramas del análisis de correspondencias múltiples (MCA) para los rasgos Biotipo, Ciclo de vida, Porte, Altura y Persistencia foliar. También se muestra la posición de los tramos en el espacio definido por las dos primeras dimensiones considerando los 416 registros.

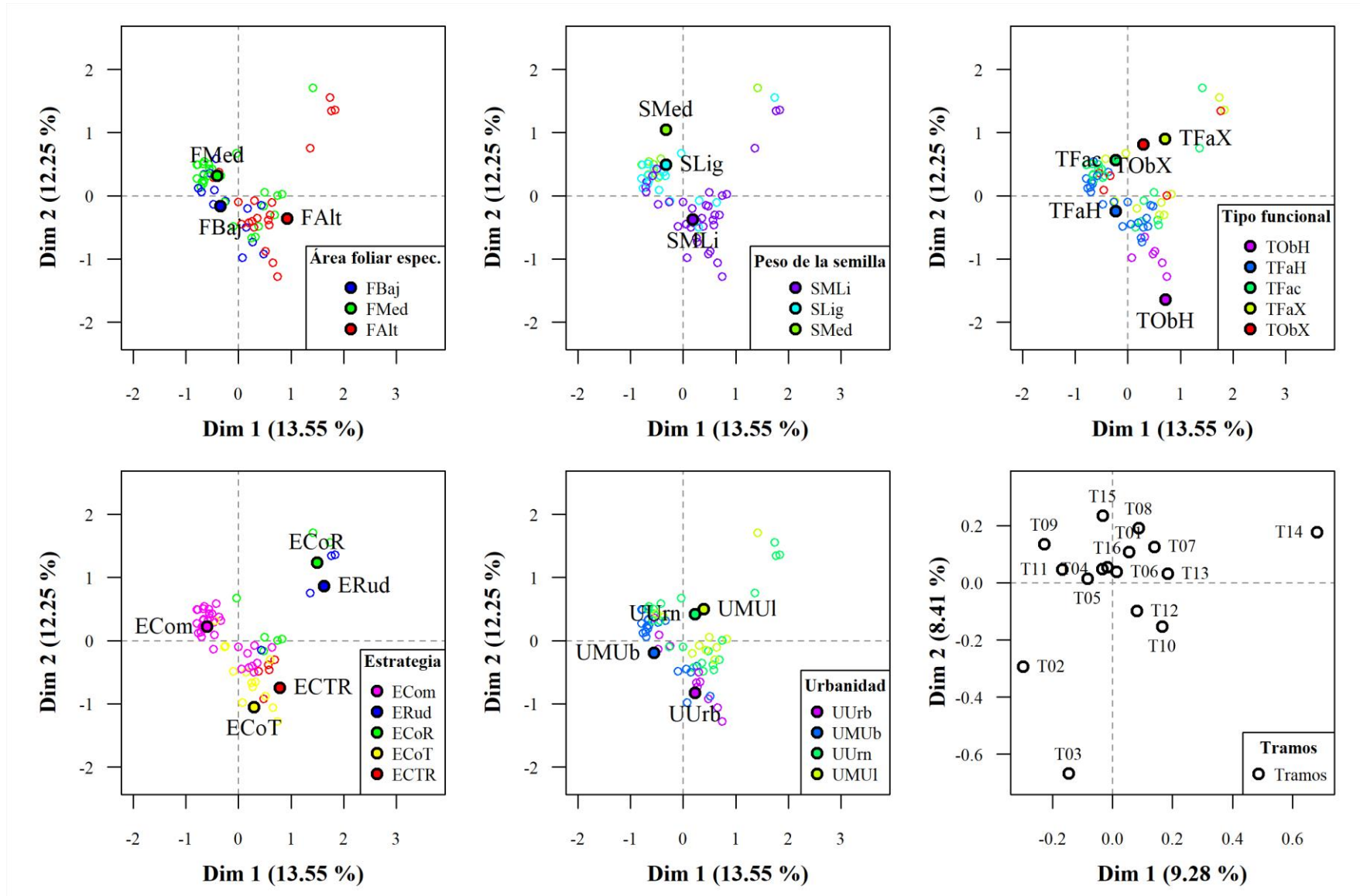


Figura 25. Diagramas del análisis de correspondencias múltiples (MCA) para los rasgos Área foliar específica, Peso de la semilla, Tipo funcional, Estrategia ecológica y Urbanidad. También se muestra la posición de los tramos en el espacio definido por las dos primeras dimensiones considerando los 416 registros.

4.6 Diversidad funcional

Se documentaron funcionalmente 75 especies con 10 rasgos que comprendieron un total 48 modalidades. El número máximo o potencial de combinaciones posibles entre modalidades de rasgos fue de 3,628,800. Sin embargo, únicamente se registraron 71 combinaciones diferentes (0.002 %), dado que algunas combinaciones eran imposibles o las especies con dichas combinaciones estaban ausentes o no pudieron ser documentadas.

Se identificó una tendencia decreciente significativa de la diversidad funcional a lo largo

del gradiente longitudinal ($r = -0.710$, $p < 0.01$), siendo 13 y 38 el mínimo y el máximo de combinaciones identificadas en los tramos 14 y 4, respectivamente (**Figura 26; izquierda**). En porcentaje, la segunda masa de agua (M21.06) fue la que registró el mayor número de combinaciones (45 %), por lo tanto, puede ser considerada la más diversa funcionalmente. Le siguió muy de cerca la primera masa de agua (M21.05), con el 40 %, la tercera (M21.07) con el 34 % y, por último, la cuarta masa de agua (M21.08), que fue la más pobre funcionalmente con tan solo el 20 % de las combinaciones de rasgos documentadas (**Figura 26; derecha**).

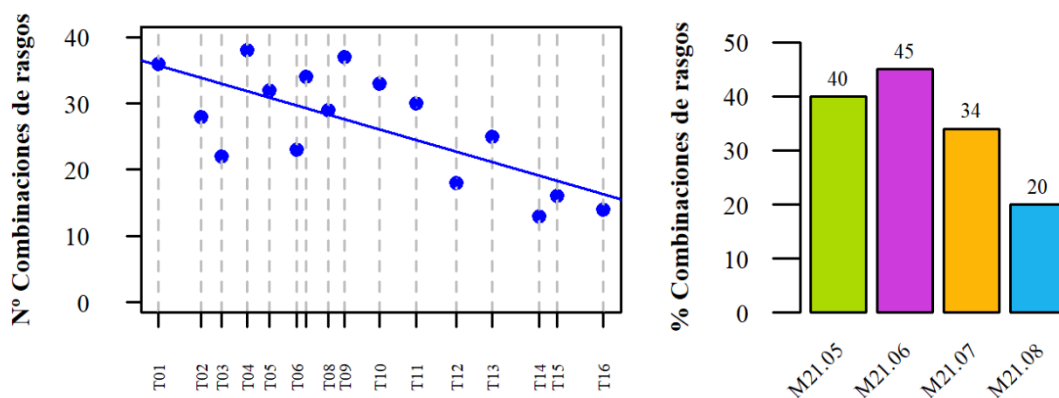


Figura 26. Número de combinaciones únicas de rasgos funcionales en cada uno de los tramos de estudio en función de la distancia a la presa de Beniarrés (izquierda) y porcentaje de combinaciones presentes en cada masa de agua (derecha).

5 Discusión

La presente investigación ha permitido conocer el estado de conservación de las formaciones de ribera del río Serpis a lo largo de un extenso gradiente longitudinal. También ha sido posible correlacionar diversos índices de diversidad vegetal con el patrón de degradación del río, definido por las principales presiones humanas en la zona de estudio. Además de los resultados anteriores, el trabajo de documentación ha permitido caracterizar funcionalmente las especies presentes según sus rasgos morfológicos, foliares, de las semillas y ecológicos.

El gradiente longitudinal ha sido definido en función de la distancia entre el embalse de Beniarrés (Beniarrés, el Comtat, Alicante) y la desembocadura del río en el mar Mediterráneo (Gandia, la Safor, Valencia), pero resultados similares podrían haber sido obtenidos con la altitud como variable independiente. La variación estacional intrínseca de la vegetación hace que los resultados obtenidos deban ser interpretados con cautela. De forma general, se recomienda realizar

los inventarios florísticos durante el periodo de floración de la mayor parte de las especies a fin de facilitar su identificación ([Ferreira et al., 2001](#)). Sin embargo, no siempre es posible cuando se han de abarcar amplias zonas o las especies presentes difieren significativamente en su fenología. En este sentido, sería recomendable repetir los trabajos de campo en diferentes épocas, así como cada cierto tiempo, para valorar determinadas derivas temporales en la diversidad vegetal.

5.1 Estado general de conservación de las formaciones de ribera

Los bosques y matorrales de ribera forman parte de los hábitats de interés comunitario y, por tanto, están incluidos en la ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad ([anexo I, ley 42/2007, de 13 de diciembre](#)). A pesar de que éstos aportan valiosos servicios ecosistémicos, su estado de conservación se encuentra amenazado por múltiples presiones e impactos ([Calleja et al., 2019](#)), entre los que destacan los usos del suelo, la invasión de especies exóticas o el cambio climático ([Tockner & Stanford, 2002](#), [Dufour et al., 2019](#)).

Estudios previos realizados en la cuenca del Serpis han puesto de manifiesto la variación en la calidad de sus formaciones de ribera a lo largo del gradiente longitudinal y corroboran los resultados obtenidos en la presente investigación. Aguilera et al. (2005) evaluaron la calidad del bosque de ribera a lo largo de 67 km mediante el índice QBR (Munné et al., 2003) y constataron que no existen zonas que alberguen formaciones con calidad óptima o excelente, lo cual tampoco ha sido constatado en esta investigación. Según dichos autores, un 65 % de la longitud total del Serpis contiene formaciones con calidad mala o pésima, consecuencia de las numerosas presiones que inciden sobre el espacio fluvial, en concreto, por la fuerte antropización que afecta al río en las proximidades de los núcleos de población de mayor entidad de la cuenca (Alcoi y Gandía). Este hecho le convierte en el tercer río de la Demarcación Hidrográfica del Júcar con mayor longitud catalogada con calidad pésima, después de los ríos Turia y Vinalopó (Aguilera et al., 2007). En la zona estudiada en la presente investigación (desde el embalse de Beniarrés al mar), un 49 % de la longitud ha sido catalogada como mala o pésima, correspondiente a la tercera y cuarta masa de agua (del tramo 11 al 16). Esta situación es percibida por la ciudadanía, ya que según las encuestas realizadas en la comarca de la Safor por Garófano-Gómez & Gadea-Pérez (2018), un 93 % de las personas entrevistadas consideraron que el estado de conservación del río es regular, malo o pésimo.

Según Aguilera et al. (2005), un 25 % de la longitud fluvial total y un 15 % según esta investigación (tramos 5, 6 y 9, localizados en la segunda masa de agua) contienen formaciones de ribera catalogadas como de calidad buena. Aún es posible encontrar en el río Serpis algunos buenos ejemplos de mimbreras calcófilas termófilas como las saucedas arbustivas de *Salix eleagnos* y *Salix purpurea* (*Salicetum discoloroangustifoliae*), saucedas arborescentes bético-levantinas como saucedas negras arborescentes de *Salix atrocinerea*, adelfares bético-levantinos (*Rubio-Nerietum oleandri*), alamedas blancas (*Rubio tinctorum-Populetum albae*) y olmedas (*Hedero-Ulmetum minoris*) (Garilleti et al., 2012). La vegetación arbustiva (*Pruno-Rubion*) que acompañaba estos bosques de ribera también se encuentra muy degradada (Aguilera et al., 2005) y actualmente se limita en su mayoría a zarzales de *Rubus ulmifolius* con algún rosal (*Rubetum ulmifolii-caesi* y *Roso micrantho-Rubetum ulmifoliae*).

5.2 Influencia de las presiones humanas en la diversidad vegetal

A pesar de lo mencionado sobre el estado de conservación de las riberas, la riqueza de especies registrada en las mismas fue bastante alta, con una media de 40 especies por tramo y superando las 50 especies en aquellos puntos mejor conservados. Estos valores están en consonancia con otros estudios realizados en la Península Ibérica (Aguilar et al., 2009) y ponen de manifiesto que una mayor riqueza de especies se relaciona con un mejor funcionamiento del ecosistema ripario, una elevada capacidad de reacción a presiones externas y una óptima adaptación a un medio ambiente cambiante (Garnier et al., 2016).

Existe una gran heterogeneidad de presiones y amenazas en los bosques y matorrales riparios de España y solo un 3 % de los mismos se encuentran exentos de presiones (Calleja et al., 2019). Las más comunes suelen ser el pastoreo y prácticas agrícolas, infraestructuras, obras hidráulicas, talas, graveras, incendios y uso recreativo. Normalmente, un mismo bosque o matorral está afectado por dos o tres presiones de manera simultánea. Sin embargo, disociar el efecto concreto de cada una de las presiones sobre la diversidad u otros indicadores de calidad es difícil, sino imposible. Además, las diferentes comunidades biológicas pueden mostrar diferentes respuestas a una cierta presión dependiendo de la naturaleza de las presiones, la escala espacial considerada y el indicador específico o la métrica utilizada como variable de respuesta (Bruno et al., 2014). En el caso específico de la vegetación, el efecto de ciertas presiones podría variar dependiendo de la función y características del tipo de vegetación considerada (Bunn & Arthington, 2002, González et al., 2018).

En general, todos los indicadores de diversidad vegetal analizados en esta investigación constataron un empobrecimiento de las riberas del Serpis a medida que el río avanza hacia su desembocadura como consecuencia del efecto de las presiones humanas, aunque con ciertas peculiaridades. La primera masa de agua (código 21.05, tramos 1-3) está formada por saucedas arborescentes entre las que se intercalan chopos, álamos y tarajes, con un buen sotobosque de zarzales con adelfas y majuelos (Aguilera et al., 2005). En las proximidades de la confluencia con el Barranco de l'Encantada existen formaciones de gran frondosidad, incluyendo comunidades de herbazales acuáticos, seguramente condicionadas

por el aporte de agua de gran calidad desde el barranco y la presencia de caudal permanente suministrado por la presa (Garófano-Gómez et al., 2009), que podría haber generado una ocupación excesiva (*encroachment*) del espacio fluvial (Sanchis-Ibor et al., 2018). En las proximidades de la población de Lorcha la calidad del río fue inferior debido a una intensificación de las presiones humanas. Parte de las riberas están ocupadas por cultivos y plantaciones de chopos alóctonos, lo que limita el desarrollo de la vegetación en las riberas y su contacto con el ecosistema forestal adyacente. No obstante, la calidad de esta zona es regular o aceptable. La riqueza media (diversidad alfa) de la masa de agua fue elevada (44 especies), y se registró el mayor porcentaje de especies nativas (88 %). La diversidad beta fue la más elevada de todo el río, lo que denotaría una gran heterogeneidad de especies y, por tanto, de hábitats en dicha masa de agua. Este hecho estuvo confirmado por el número de especies únicas (39), el mayor registrado en toda la zona de estudio y elevados valores del índice de Shannon, que indicarían una relativa uniformidad en la abundancia de las especies.

La segunda masa de agua (código 21.06, tramos 4-10) es la de mayor longitud y comprende la zona conocida como l'Estret o Barranc de l'Infern y Racó del Duc, entre las poblaciones de Lorcha y Villalonga. Se trata de una zona de baja accesibilidad, por lo que tanto el cauce como las riberas se encuentran relativamente bien conservadas (Garófano-Gómez et al., 2011). La vegetación está constituida por saucedas mixtas de *Salix elaeagnos* y *Salix atrocinerea*, con fragmentos de alamedas (*Vinco-Populetum albae*). Son abundantes también los adelfares (*Rubus-Nerietum oleandri*) y zarzales densos (*Rubus-Crataegum*). En las orillas del río aparecen importantes manchas de carrizales, enneas y herbazales húmedos (Aguilella et al., 2005). En la mayor parte de la masa de agua, la conectividad de la ribera con el ecosistema forestal adyacente (matorrales termófilos calcícolas de óptimo litoral con pino carrasco) es total, especialmente en los tramos de mayor calidad (tramos 5, 6 y 9). La calidad de la ribera se reduce allí donde existen plantaciones de chopos alóctonos y cultivos de cítricos (tramos 7 y 8). También existen varios azudes en la zona que provocan la alteración hidrológica y morfológica del cauce y de la continuidad fluvial de toda la sección.

Los resultados revelados por el indicador de la diversidad beta en esta investigación podrían

resultar sorprendentes, ya que indicaron que la segunda masa de agua sería más homogénea florísticamente que las demás, es decir, que tendría un menor número de especies distintas entre inventarios respecto al total de especies de la masa de agua. Esto podría ser así, si se tratara de una zona hidromorfológicamente muy similar. Sin embargo, probablemente el valor del indicador diversidad beta es inferior debido a que la riqueza de dicha masa de agua fue la mayor de las cuatro, con 98 especies (el 84 % de riqueza de la zona de estudio), pues abarca una longitud fluvial superior al resto de las masas y, por tanto, es mayor la probabilidad de encontrar más especies diferentes (que harían que el valor resultante del cociente fuese inferior). Para realizar correctamente el cálculo de este indicador, sería recomendable que las masas de agua fuesen equivalentes en longitud y en número de inventarios/tramos. A partir de esta segunda masa de agua empiezan a ser más frecuentes las formaciones de caña (*Arundo donax*), no obstante, la presencia de especies nativas fue muy elevada (87 %), al igual que en la primera masa de agua. Según un estudio realizado por el Grupo de Ecología de la UPV en otoño de 2019, el cañaveral del Barranc de l'Infern tendría una gran estabilidad, no habiendo mostrado importantes variaciones en su extensión en la última década (F. Martínez, *com. pers.*). También merece la pena resaltar la gran singularidad de las dos primeras masas de agua, con la presencia de más de 30 especies específicas de determinados hábitats en puntos muy concretos y un *pool* de unas 20 especies que se repetían a lo largo de toda la comunidad. En el caso de la segunda masa de agua, debido a sus características principalmente geomorfológicas, se identificaron 21 especies únicas, no presentes en el resto de la zona de estudio. Es por ello que el índice de Sorensen mostró el valor más bajo (0.38), indicando que se trataba de la masa de agua con menos individuos similares entre inventarios y, por lo tanto, con la mayor heterogeneidad de hábitats.

La tercera masa de agua (código 21.07, tramos 11-13), comprendida entre el municipio de Villalonga y la confluencia con el río Vernissa, resultó ser una transición entre la segunda y la cuarta masa de agua, las cuales obtuvieron los caracteres más diferenciados. La alteración hidrológica es extensiva debido a la extracción del agua para el riego. Numerosos estudios han puesto de manifiesto el gran impacto a nivel funcional, por ejemplo, a nivel de la riqueza vegetal de las riberas que conlleva la regulación de los caudales (Nilsson

[et al., 1997](#), [Stella et al., 2013](#)). Según Richter et al. (2012), tan solo una reducción del 20 % del caudal natural de un río ya puede llegar a tener importantes consecuencias en la salud de los ecosistemas riparios y en su funcionalidad ecológica, cuanto más si se llega hasta la total desecación del lecho, como ha ocurrido con frecuencia en el río Serpis en los últimos años. Además, el nivel de antropización y de presión sobre el espacio fluvial es progresivamente creciente por las alteraciones morfológicas del cauce, principalmente por la presencia de estructuras laterales y la reducción del canal, consecuencia de los aterrazamientos para aprovechamiento agrícola, en su mayoría cultivo de cítricos, y los numerosos asentamientos humanos. La vegetación de ribera está formada por densos cañaverales monoespecíficos de caña (*Arundini-Convolvuletum sepium*) y zarzales de *Rubus ulmifolius*, con algún parche aislado de olmeda ([Aguilella et al., 2005](#), [Garófano-Gómez et al., 2009](#)). La presencia de especies exóticas representa el 25 % de las especies inventariadas. La diversidad vegetal promedio (diversidad alfa) desciende a 35 especies y la diversidad vegetal total (diversidad gamma) a 57 especies.

La cuarta masa de agua (código 21.08, tramos 14-16), desde la confluencia del Serpis con el Vernissa hasta la desembocadura en el mar, presentó la vegetación de ribera más degradada, consistente en cañaverales monoespecíficos de *Arundo donax* y comunidades herbáceas de carácter nitrófilo ([Aguilella et al., 2005](#)). La alteración hidrológica y morfológica del cauce y las riberas, así como la contaminación registrada fueron extensivas. Los usos urbanos predominan en la sección final, tanto de edificaciones como de caminos rurales que atraviesan el lecho del río, lo cual favorece la existencia de vertederos incontrolados en el propio cauce. Es por todo ello por lo que esta masa de agua se encuentra catalogada como “muy modificada” ([CHJ, 2019](#)). Según [Aguilella et al. \(2007\)](#), el río Serpis es el río con el porcentaje más alto de usos colindantes artificializados respecto a su extensión de toda la Demarcación. Es especialmente llamativa la reducción de la riqueza media de especies (diversidad alfa), ya que esta última masa de agua presentó una reducción del 50 % en la riqueza respecto a las dos masas de agua situadas bajo la presa. Aún más si cabe es la reducción de la riqueza total (diversidad gamma), donde dicha masa de agua presentó un tercio de la riqueza registrada en comparación con la segunda masa de agua (es

decir, 37 frente a 98 especies). El número de especies comunes fue relativamente alto en relación con la riqueza media (12 de las 23 especies), lo que indicaría una gran homogeneidad del paisaje ribereño. Este resultado fue confirmado por el índice de Sorensen, que mostró el mayor coeficiente de similitud entre los inventarios de dicha masa de agua. Además, la uniformidad (según el índice de Shannon) fue la menor, por lo que vendría a indicar que unas pocas especies estarían dominando la mayor parte del paisaje fluvial. Así mismo, el porcentaje de exóticas fue el mayor registrado, con un promedio del 35 % para la masa de agua, destacando el tramo 15 con el 42 % de las especies presentes.

Para caracterizar las invasiones, no solo es importante conocer la riqueza sino también la abundancia de las especies exóticas ([Aguiar et al., 2009](#)). En este sentido, algunas de las especies que estarían presentes en los tres tramos de la cuarta masa serían por orden de abundancia/cobertura (de mayor a menor): *Arundo donax*, *Paspalum distichum*, *Xanthium echinatum*, *Calystegia sepium*, *Parietaria judaica* y *Ricinus communis*, todas ellas consideradas como especies introducidas, a excepción de *Calystegia sepium* y *Parietaria judaica* ([Garófano-Gómez et al., 2009](#), [Garófano-Gómez et al., 2011](#)). En general, las riberas son zonas especialmente vulnerables a la invasión por especies exóticas ([Hood & Naiman, 2000](#)). Dicho potencial invasor es mayor en aquellos ríos con un alto grado de impacto por presiones humanas ([Richardson et al., 2007](#)). Aunque muchos ríos ibéricos cuentan con una considerable riqueza en especies de carácter exótico, solo unas pocas especies suelen tener alto potencial invasor y llegan a desarrollar grandes parches ([Aguiar et al., 2001](#)), como es el caso de los extensos cañaverales de *Arundo donax*.

5.3 Relación entre los servicios ecosistémicos y la diversidad funcional evaluada a través de los rasgos de la vegetación de ribera

La diversidad funcional, evaluada a través de las combinaciones de rasgos reveló un patrón similar al mostrado por los diferentes indicadores de diversidad vegetal. La segunda masa de agua sería la más diversa funcionalmente, con un 45 % de todas las combinaciones identificadas, seguida por la primera, la tercera y finalmente la cuarta masa de agua, con tan solo el 20 % de las combinaciones, lo que denotaría que la sección final del río es muy pobre funcionalmente y, por tanto, los servicios ecosistémicos que puede proveer a la ciudadanía

son inferiores. La diversidad funcional está considerada como un indicador más sensible que la riqueza en la detección de cambios tempranos en la respuesta a perturbaciones, y puede servir como un indicador de resiliencia ecológica a cambios ambientales ([Denis et al., 2019](#)).

Debido a que no fue posible documentar el total de las especies identificadas en los inventarios florísticos podría existir algún tipo de sesgo en las conclusiones que de esta investigación se deriven. Sin embargo, el 64 % de la riqueza total fue documentada, lo que supuso como mínimo la mitad de las especies presentes de cada tramo (rango 56 % - 77 %). Cabe destacar que la riqueza total y el número de especies documentadas en los tramos finales fue inferior en comparación con el resto de los tramos, por lo que fue frecuente detectar una tendencia decreciente en la riqueza de especies de determinadas modalidades a lo largo del gradiente longitudinal. Sin embargo, esta tendencia no fue tan evidente al considerar el porcentaje de especies. Es por ello por lo que se analizaron ambos, tanto el número como el porcentaje de especies en las modalidades de cada rasgo en función del gradiente longitudinal.

Los rasgos no fueron tomados de mediciones en campo, sino que consistieron en rasgos cualitativos fijos teóricos para la especie en estado adulto. Aquellos rasgos que en principio eran cuantitativos (como la Altura del dosel) fueron adaptados a rangos y transformados en modalidades cualitativas. Esto supone una simplificación de la información, pero es un enfoque frecuentemente utilizado ([Violle et al., 2007](#)), especialmente cuando se consultan diferentes bases de datos. Sería recomendable realizar nuevos estudios que incluyeran rasgos cuantitativos o que combinaran ambos tipos, ya que podrían capturar una mayor variabilidad intra e inter-tramos y discriminar mejor las diferencias entre masas de agua. Además, como ya se ha mencionado, en esta investigación se asignaron rasgos fijos relacionados con el estado adulto de las especies, sin incurrir en la variabilidad que pueden presentar ciertas especies en las modalidades/valores de determinados rasgos a lo largo de sus ciclos vitales ([Tabacchi et al., 2019](#)). Esta plasticidad fenotípica podría potencialmente inducir una importante variabilidad en los rasgos de efecto y respuesta y, por consiguiente, en los servicios ecosistémicos que las plantas pueden proveer ([Garnier et al., 2016](#)). De igual modo, los gráficos de mosaico, elaborados con la riqueza de las especies documentadas podrían haber arrojado resultados ligeramente diferentes si se hubiera

considerado el total de las especies inventariadas y/o si se hubiera usado la cobertura acumulada de las especies en lugar de la riqueza.

Únicamente diez rasgos representativos de la morfología general, las hojas, las semillas y la ecología de las especies fueron documentados. No obstante, existen muchos otros rasgos relevantes que podrían ser documentados en investigaciones futuras, por ejemplo rasgos de las raíces, ya que están relacionados con importantes servicios ecosistémicos como la fertilidad y la estabilidad del suelo, el balance de agua o los ciclos de nutrientes ([Bardgett et al., 2014](#)). Otros rasgos hacen referencia a la fisiología, la anatomía o la fenología de las plantas. En el caso de este último rasgo, a pesar de no haber sido estudiado explícitamente en esta investigación, queda implícito considerando el Ciclo de vida y la Persistencia de las hojas.

Algunos de los rasgos documentados mostraron resultados reiterativos ya que están relacionados entre ellos, es el caso de la asociación entre determinados Biotipos, tipos de Porte o modalidades de la Altura del dosel (p. ej., el porte arbóreo se asocia al biotipo fanerófito, el porte arbustivo se asocia con biotipos nanofanerófitos y caméfitos, y el porte herbáceo se asocia a biotipos hemicriptófitos, geófitos y terófitos).

Los rasgos funcionales pueden ser una buena herramienta para cuantificar los servicios ecosistémicos, ya que a través de determinados rasgos los organismos consumen y transforman recursos, modifican la estructura física del hábitat y la química del ambiente o interaccionan con otros organismos. Muchos servicios ecosistémicos están respaldados por múltiples rasgos, con frecuencia procedentes de diferentes grupos de organismos ([De Bello et al., 2010](#)). Los rasgos funcionales de las especies presentes en un ecosistema nos pueden ayudar a comprender las respuestas de la biodiversidad ante determinados factores ambientales y presiones humanas. En concreto, la vegetación de ribera ofrece una gran variedad de servicios ecosistémicos a pesar de la extensión tan reducida que ocupa en el paisaje ([Riis et al., 2020](#)). Estos servicios permiten establecer un vínculo entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano, es decir, los beneficios que la ciudadanía obtiene de los ecosistemas. El reto está en encontrar la relación entre los rasgos (respuesta y efecto) y su relación con el funcionamiento del ecosistema, y a su vez, con los servicios ecosistémicos que de dicha relación se derivan ([Garnier et al., 2016](#)).

Existen tres grandes grupos de servicios ecosistémicos: de provisión, regulación y mantenimiento y culturales (Maes et al., 2016, Haines-Young & Potschin, 2018). Los servicios de provisión hacen referencia a todo aquello que podemos obtener de los ecosistemas (madera, semillas, cosechas, pasto, bayas, setas...); los servicios de regulación y mantenimiento hacen referencia a la captura de contaminantes, secuestro de carbono, descomposición, regulación del clima y la hidrología, etc.; y los servicios culturales hacen referencia al valor estético, espiritual y educacional de los ecosistemas. En función del tipo de vegetación (herbácea/leñosa) y de las condiciones locales de humedad los servicios ecosistémicos proporcionados pueden ser diferentes (Riis et al., 2020). Además, otras condiciones específicas del lugar pueden ser relevantes (geomorfología, régimen hidrológico, anchura del bosque de ribera, contexto climático, etc.). Según Balvanera et al. (2006), una mayor diversidad vegetal puede proveer una mayor variedad de servicios ecosistémicos.

El rasgo Biotipo reveló en el Serpis una disminución de los fanerófitos y un aumento de los hemicriptófitos a lo largo del gradiente longitudinal, pero especialmente entre los tramos 12 y 16. Debido a que la vegetación de ribera tiene la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas (Naiman & Décamps, 1997), el control de la erosión de las orillas a través de los sistemas radiculares de los fanerófitos proporcionarían un servicio ecosistémico de regulación en la primera y segunda masa de agua, que estaría mermado en la tercera y cuarta masa de agua, donde abundan los hemicriptófitos con menores sistemas radiculares. Otro de los resultados indicó la reducción de los helófitos en los tramos finales (T12-16). Según Tilman et al. (2014), comunidades vegetales con estructuras más simplificadas pueden provocar un declive en la estabilidad de los ecosistemas y en su resiliencia, que son factores importantes para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. En este sentido, una reducción en la diversidad de macrófitos conllevaría también una disminución en la diversidad de consumidores primarios (insectos, anfibios y pequeños mamíferos). Además, una reducción en la diversidad de biotipos también estaría asociada con un menor valor paisajístico y educacional (servicio ecosistémico cultural). Aquellos tramos con mayor amplitud y complejidad estructural en cuanto a biotipos, pero especialmente con mayor porcentaje de fanerófitos proporcionan un microclima ripario (servicio

ecosistémico de regulación), ya que regulan la temperatura tanto en las proximidades del bosque de ribera como en el agua a través del sombreado (Moore et al., 2005). Este servicio estaría mermado en los tramos finales donde existe una menor proporción de fanerófitos.

El rasgo Ciclo de vida mostró un predominio de las plantas con ciclo de vida perenne y una disminución en el número de éstas a lo largo del gradiente longitudinal. Tanto las plantas bianuales como las perennes son normalmente mejores competidoras que las anuales, especialmente en condiciones limitantes, ya que poseen un mayor sistema radicular que les permite acceder al agua y a los nutrientes del subsuelo con más facilidad. Por lo tanto, se puede intuir que aquellos tramos con una menor proporción de plantas perennes y una mayor proporción de plantas anuales respecto a los valores esperados estarían menos adaptados a cualquier tipo de perturbación. Es el caso de la sección comprendida entre los tramos 12 y 14.

El rasgo Porte, al igual que el rasgo Biotipo, aporta una visión de cómo se estructura internamente la comunidad vegetal. Destaca la reducción del arbolado en las dos últimas masas de agua. Los grandes arbustos, las lianas y las hierbas perennes también mostraron una tendencia decreciente con el gradiente longitudinal, lo que indicaría una reducción en los servicios ecosistémicos de regulación (microclima, control de la erosión), culturales (valor estético y educacional) y provisión (madera y pastos). En este sentido, según Aguiar et al. (2009), la cobertura de especies leñosas (incluyendo todos los tipos de porte) es uno de los mejores indicadores estructurales del estado de una comunidad vegetal.

El grado de complejidad estructural también está relacionado con la función de filtro verde o capacidad de retener el exceso de nutrientes procedentes de los fertilizantes del medio agrario (Bernal et al., 2003), por lo que aquellos tramos con mayor continuidad, amplitud y complejidad estructural estarían proporcionando en mayor medida este servicio ecosistémico. Paralelamente, se observó también una tendencia positiva en el porcentaje de gramíneas, marcado por el aumento progresivo de los cañaverales, lo cual provoca una reducción del caudal (Colmena-Flores et al., 2017) y por tanto, una reducción del servicio ecosistémico de provisión de agua tanto para la ciudadanía como para el resto de los componentes del ecosistema fluvial.

El rasgo Altura de la planta se ha utilizado con frecuencia en estudios sobre servicios

ecosistémicos. Formaciones de mayor altura estarían relacionadas con una mayor intercepción de la luz, biomasa aérea, profundidad de enraizamiento, extensión radicular lateral y tamaño de las hojas ([Cornelissen et al., 2003](#)), lo que se traduciría en mayores servicios ecosistémicos de provisión (madera, fibras, frutos, fertilidad del suelo, forraje...), de regulación (secuestro de carbono, captura de agua, regulación de la temperatura del agua y del suelo, retención de sedimentos...) y culturales (valor estético). En la zona de estudio no fueron comunes las formaciones arboladas de gran porte (modalidad: muy alta), lo que estaría en gran parte determinado por las condiciones geomorfológicas del cauce y de la ribera. Así, la sección comprendida entre los tramos 3 y 8 (Barranc de l'Infern-Racó del Duc), donde el sustrato en gran parte es roca madre, estuvo caracterizada por la vegetación de altura media. Las formaciones de mayor altura se localizaron donde la llanura aluvial es mayor, como en la plana de Lorcha, en determinados meandros y en la Reprimala. En cambio, los tramos bajos (T12-16) estuvieron caracterizados por un mayor porcentaje de vegetación baja. En consecuencia, los servicios ecosistémicos aportados por la vegetación presente en la sección final serían inferiores en comparación con el resto de la zona de estudio.

El rasgo Persistencia foliar está relacionado con la descomposición de la hoja, por tanto, el aumento de las especies con persistencia total hace que sean zonas con tasas de descomposición más bajas. Es el caso de la tercera masa de agua. Las plantas con persistencias temporales ya sean invernales, primaverales o estivales, suelen aportar mayor materia orgánica al suelo que aquellas con persistencia total, por lo que favorecen su fertilidad. Estas hojas pueden suponer una fuente de materia orgánica muy importante en el ecosistema, especialmente en aquellos tramos en los que los macrófitos acuáticos son escasos ([Naiman & Décamps, 1997](#)).

El rasgo Área foliar específica está considerado como uno de los rasgos más relevantes, junto con la Altura y el Peso de la semilla ([Westoby, 1998](#)). Se considera un rasgo morfológico de gran trascendencia funcional y ecológica, ya que está íntimamente relacionado con la tasa de crecimiento de las plantas, tanto herbáceas como leñosas, así como con la longevidad de las hojas, y por consiguiente, la fertilidad del suelo ([Villar et al., 2004](#)). El aspecto más relevante en la zona de estudio estuvo relacionado con el número de

especies de la modalidad área foliar específica alta (FAlt), que mostraron una tendencia decreciente en el gradiente longitudinal, siendo especialmente bajo en las dos últimas masas de agua. Especies con valores altos de este rasgo (localizadas preferentemente en los tramos altos) tendrían ventajas en hábitats productivos a costa de una menor longevidad foliar, mientras que las especies con valores bajos pero mayor longevidad foliar tendrían ventajas en hábitats con escasez de nutrientes y agua ([Villar et al., 2004](#)). Además de con la fertilidad del suelo, este rasgo también se asocia con servicios ecosistémicos como la capacidad para secuestrar carbono, atenuar avenidas y la provisión de forraje.

El rasgo Peso de la semilla mostró una tendencia decreciente en el número de especies con semillas muy ligeras (SMLi) respecto al gradiente longitudinal, pero dicha tendencia no fue tan evidente al considerar el porcentaje de especies. Este rasgo está relacionado con la capacidad de dispersión, establecimiento y supervivencia de las plantas ([Westoby, 1998](#)).

El rasgo Tipo funcional mostró una tendencia negativa significativa tanto en el número como en el porcentaje de especies obligadas hidrófilas (TObH) a lo largo del gradiente longitudinal. Este resultado estaría en consonancia con Thompson & McCarthy ([2008](#)), que demostraron que las especies que tienen preferencia por hábitats húmedos no suelen ser abundantes en entornos urbanizados. Además, se detectó un aumento de especies facultativas (TFac) y obligadas xerófilas (TObX) en los tramos centrales debido a la reducción de la llanura de inundación y al contacto de la vegetación de ribera con la vegetación forestal en algunos puntos del Barranc de l'Infern-Racó del Duc. Los ecosistemas bien conservados muestran una transición gradual de tipos funcionales desde la zona acuática a la zona terrestre en contacto con la vegetación zonal ([Naiman et al., 2005](#)). Una alteración en la composición y distribución de los tipos funcionales en el gradiente transversal supone un impacto sobre la biodiversidad del resto de especies y en los servicios ecosistémicos que los ecosistemas fluviales pueden proveer ([Richardson et al., 2007](#)). Según Calleja et al. ([2019](#)), las alteraciones del régimen hídrico natural provocan una disminución en extensión (superficie ocupada) y riqueza de comunidades debido a la ocupación de las llanuras y la desecación de las terrazas fluviales, provocando principalmente una sustitución de especies hidrófilas por otras más adaptadas a caudal temporal, así como por especies mesófilas y

xerófilas (proceso de terrestrialización). Ante las predicciones de cambio climático, se espera que aumenten las formaciones riparias tolerantes a cursos discontinuos o incluso xerófilas y que se produzca una deriva hacia comunidades halófilas allí donde una mayor frecuencia e intensidad de la evaporación favorezcan la concentración de sales (Rodríguez-Iturbe et al., 2007).

El rasgo Estrategia ecológica mostró una tendencia creciente significativa del porcentaje de especies con modalidad competidora ruderal (ECoR) a lo largo del gradiente longitudinal, y una disminución en el número de especies con modalidad competidora (ECom) y competidora tolerante (ECoT). Según Calleja et al. (2019), la alteración hidrológica está relacionada con una disminución de la complejidad estructural y funcional en los ecosistemas de ribera, y una de las respuestas más patentes es el aumento de especies oportunistas, nitrófilas y ruderales, incluyendo las especies exóticas invasoras; hecho que queda constatado en el río Serpis. Otros estudios, como Hall et al. (2020) han evidenciado que una gestión intensiva del territorio, como por ejemplo una agricultura intensiva resulta igualmente en una menor riqueza de especies, diversidad funcional y cobertura de la vegetación. Rasgos como una mayor cobertura de especies anuales y ruderales se relacionan con prácticas agrícolas intensivas en el entorno de los ecosistemas de ribera. Una agricultura más respetuosa en la llanura de inundación del río Serpis, que incluyera una agricultura más extensiva sin eliminar la vegetación a ras de suelo podría suponer una mejora de la biodiversidad y una mayor provisión de servicios ecosistémicos (Smukler et al., 2010).

El rasgo Urbanidad reflejó la afinidad de ciertas especies hacia las zonas urbanas y mostró un patrón claro respecto al gradiente longitudinal. En concreto, a través de dos tendencias significativas: una creciente para el porcentaje de especies con modalidad moderadamente urbanófila (UMUI) y otra decreciente para los porcentajes de especies con modalidades urbanófoba (UUrb) y moderadamente urbanófoba (UMUb), lo que indicaría una deriva en la composición de especies en función de sus exigencias ecológicas. Las especies con afinidad hacia zonas con predominancia de usos urbanos estarían relacionadas con ciclos de vida cortos, altas temperaturas y ambientes nitrogenados con baja humedad edáfica, en cambio, las plantas urbanófobas tendrían una preferencia hacia ambientes menos artificializados, más húmedos y

sombreados (Thompson & McCarthy, 2008, Knapp, 2010), hecho que queda constatado en la presente investigación.

5.4 Implicaciones y recomendaciones de gestión

A pesar de la importancia de los bosques de ribera para el bienestar del ser humano, éstos se encuentran amenazados por múltiples presiones humanas y gran parte de ellos han desaparecido o se encuentran deteriorados (Naiman et al., 1993, Calleja et al., 2019), por lo que urge una restauración de los mismos para recuperarlos tanto de afecciones locales como funcionales. Según Aguilera et al. (2007), el río Serpis tiene unas condiciones medias para ser restaurado. No tiene ningún tramo de factibilidad muy fácil, pero sí 22 km (30 %) de capacidad fácil y concentrados en el curso medio del río. La factibilidad moderada se extiende 15 km y el resto del cauce está compuesto de una factibilidad difícil y muy difícil (43 %).

A continuación, se desglosan una serie de recomendaciones para el desarrollo de proyectos de restauración en la zona de estudio, que podrían servir para la mejora ambiental del ecosistema fluvial en general, de sus formaciones de ribera en particular, y para lograr una recuperación significativa del funcionamiento del río a escala local. Es importante tener en cuenta que, a la hora de seleccionar los tramos a restaurar, además de la viabilidad técnica y económica, también se valore su viabilidad social. En este sentido y como ejemplo, la Agència Catalana de l'Aigua (2019) ha sometido a consulta pública a través de su página web las actuaciones de restauración que se plantea realizar a fin de valorar el grado de interés que éstas representan para la ciudadanía y conocer cuáles son sus comentarios al respecto. Este tipo de consultas permiten integrar elementos de conocimiento del territorio por parte de diferentes actores y, por tanto, permiten priorizar determinadas actuaciones frente a otras con menos conceso e interés.

5.4.1 Realización de plantaciones y mejora de la vegetación

La plantación es la acción de rehabilitación más común en los proyectos de restauración (González et al., 2018), porque permite incorporar especies autóctonas que han desaparecido, mejorar la continuidad longitudinal y conectividad lateral con los ecosistemas adyacentes, generar hábitat para otras especies, así como mejorar la cobertura, estructura y diversidad de la comunidad vegetal existente cuando esto no es posible conseguirlo mediante procesos naturales.

Las plantaciones son acciones que requieren altos niveles de control y mantenimiento, ya que la mortalidad puede llegar a ser relevante si las condiciones del medio no son adecuadas, por ejemplo, si la humedad del suelo es insuficiente ([Briggs et al., 1994](#), [Stromberg, 2001](#)).

En ciertas ocasiones, la plantación se realiza únicamente con criterios estéticos o para la estabilización de los márgenes del cauce ([González et al., 2017](#)). No obstante, según Ollero-Ojeda (2015) las orillas de los ríos no tienen por qué ser estables ni tienen que tener vegetación obligatoriamente, ya que la revegetación con fines de estabilización genera a la larga un estrechamiento y simplificación del cauce, favoreciendo la incisión y el déficit sedimentario, lo que repercute a nivel geomorfológico y finalmente ecológico.

Las plantaciones pueden aportar naturalidad a nivel visual pero no pueden considerarse verdaderas actuaciones de restauración ([Herrera, 2013](#)). Toda actuación que incluya plantación debería ir acompañada de otras acciones previas como la naturalización de la morfología y topografía del corredor, eliminando obstáculos y en algunos casos aportando sedimentos. También debe prepararse adecuadamente el suelo, que puede ser enriquecido con aportes de finos y materia orgánica ([González et al., 2018](#)). Es fundamental la vigilancia posterior de marras, el seguimiento para evitar la entrada de especies invasoras y los riegos periódicos, especialmente si las plantaciones no son profundas y no aseguran el contacto de las raíces con el nivel freático. En cuanto a las especies recomendadas, pueden ser muy variadas, pero siempre deben estar en consonancia con el catálogo florístico de la región. Lo ideal es obtener el material de zonas bien conservadas del mismo río y multiplicarlo en un vivero local, para así evitar introducir contaminación genética. En el caso del río Serpis, las especies recomendadas serían adelfas, sauces, álamos, chopos, olmos y tarajes ([Garillete et al., 2012](#)).

5.4.2 Eliminación y control de especies invasoras

Antes de realizar plantaciones es necesario eliminar y controlar las especies invasoras presentes en las riberas, lo cual también se considera una mejora de rehabilitación. Normalmente se trata de especies muy difíciles de erradicar y por ello, es necesario un esfuerzo mantenido en el tiempo para lograr controlarlas. En ocasiones, la presencia de especies oportunistas invasoras se debe a la alteración de otros elementos

del ecosistema fluvial, como es una reducción en la variabilidad del régimen de caudales, lo cual hace al río vulnerable a la invasión ([Mortenson & Weisberg, 2010](#)).

En las riberas de los ríos de la Península Ibérica existen numerosas especies con alto poder invasivo ([Castro-Díez et al., 2014](#)). Según Garófano-Gómez et al. (2009), en el río Serpis existen especies arbóreas invasivas como el ailanto (*Ailanthus altissima*) o el aromo (*Acacia farnesiana*), especies arbustivas como el ricino (*Ricinus communis*) o el gandul (*Nicotiana glauca*) y especies herbáceas como la ludwigia (*Ludwigia grandiflora*), la grama de agua (*Paspalum distichum*) o la bardana (*Xanthium echinatum*), entre otras. Sin embargo, la especie más destacable es la caña (*Arundo donax*) ya que a su facilidad de reproducción se le une su capacidad para ocupar zonas riparias alteradas. La elevada densidad de los cañaverales dificulta la coexistencia con otras especies, lo que genera importantes consecuencias en toda la cadena trófica. Además, la caña se fractura en crecidas, siendo arrastrada y formando obstrucciones en infraestructuras. Es altamente inflamable y consume mucha más agua que la vegetación autóctona ([Colmena-Flores et al., 2017](#)).

En general, para controlar las especies invasoras se debe actuar desde la cabecera hasta la desembocadura del río. Es fundamental la labor preventiva de inspección, para detectar la especie y evitar su expansión ([Ollero-Ojeda, 2015](#)). Las actuaciones de eliminación y su mantenimiento son costosas porque hay que eliminar la totalidad de la planta y su capacidad de rebrotar. Existen numerosas técnicas, como los desbroces, herbicidas, cubrimiento de los núcleos con plástico biodegradable o el arrancado del rizoma ([Deltoro-Torró et al., 2012](#)). Los costes ambientales y económicos de la eliminación completa de la caña son muy elevados, pero ya existen convenios para rehabilitar pequeños tramos que pueden llevarse a cabo compartiendo los esfuerzos entre las confederaciones hidrográficas, los ayuntamientos y las asociaciones ambientales ([Garófano-Gómez & Gadea-Pérez, 2018](#)).

5.4.3 Educación y sensibilización ambiental

Solo la educación y la sensibilización ambiental pueden hacer comprender a la ciudadanía cómo funciona un ecosistema fluvial y cuáles son los beneficios que nos aporta. Además, se trata de una labor importante, prioritaria y altamente factible ([Garófano-Gómez & Gadea-Pérez, 2018](#)), que debe ejecutarse de manera permanente, llegando a

la educación reglada y a los medios de comunicación de mayor uso e integrando a todos los actores posibles ([Generalitat Valenciana, 2018](#)). Solo así se puede conseguir que la sociedad sepa reconocer los efectos negativos de determinadas actividades humanas en el medio, y pueda realizar demandas de restauración basadas en un conocimiento veraz del funcionamiento de los ríos ([Ollero-Ojeda, 2015](#)). Al mismo tiempo, las restauraciones más eficaces son también aquellas que cuentan con una mayor demanda social que comprende y acepta que es necesario regular ciertos usos para poder mejorar el estado de los ríos ([ACA, 2019](#)).

Las actividades de sensibilización ambiental son muy variadas. Por ejemplo, la creación de materiales didácticos y divulgativos, publicaciones de ámbito comarcal/regional, exposiciones, centros de interpretación, cursos, seminarios, charlas, debates, excursiones y múltiples actividades en los ríos: diagnóstico, limpieza, apadrinamiento de tramos, pequeñas actuaciones de rehabilitación con voluntariado, etc. Muchas de estas actividades han sido planteadas por los miembros de la Plataforma Ciudadana per a la Defensa del Riu Serpis (<https://plataformaserpis.wordpress.com/>) y tienen el apoyo necesario para ir siendo ejecutadas en los próximos años.

5.4.4 Creación y mejora de hábitats

Los ecosistemas fluviales pueden potencialmente albergar una gran diversidad de hábitats, pero éstos han desaparecido de muchos ríos debido a modificaciones de la morfología fluvial (por rectificaciones, construcción de represas, estabilización de orillas, etc.), lo cual ha afectado a numerosas especies de flora y fauna, que incluso se ven mermadas o reemplazadas por otras especies invasoras al perder sus hábitats ([Naiman et al., 2005](#)). En concreto, cuando se deterioran las comunidades vegetales riparias, ya sea por reducción del área de ocupación, por fragmentación longitudinal o lateral, así como por pérdida de su complejidad estructural, paralelamente disminuyen sus propiedades funcionales ([Calleja et al., 2019](#)).

La función que cumplen los bosques de ribera como hábitat, refugio y corredor ecológico para otras especies de fauna (aves, mamíferos, reptiles, anfibios e insectos) dependen de la continuidad y amplitud de los ecosistemas de ribera, así como de la diversidad vegetal que albergan ([Naiman et al., 1993](#), [Naiman & Décamps, 1997](#), [Tabacchi et al., 1998](#)). Es el caso por ejemplo de las formaciones

arboladas formadas por fanerófitos, de porte arbustivo y arbóreo, capaces de albergar una gran diversidad de fauna. Los arbustos de bajo porte son utilizados por pequeñas aves como las currucas (género *Sylvia*), mientras que los grandes árboles como los chopos y álamos son el hábitat predilecto de las oropéndolas (*Oriolus oriolus*), una de las aves más llamativas de toda Europa, que utilizan el Serpis como zona de nidificación y cría.

Además de los bosques y matorrales de ribera que ocupan los márgenes y la llanura de inundación, también cumplen importantes funciones las comunidades de herbazales acuáticos situados en el lecho, las orillas y en aquellas zonas donde el nivel freático está muy próximo a la superficie. En el Serpis son de destacar las comunidades de *Sparganium*, herbazales húmedos de *Epilobium hirsutum* y *Mentha sp. pl.*, así como las formaciones de *Helosciadium nodiflorum* ([Aguilella et al., 2005](#)). Tanto las comunidades acuáticas, como los herbazales y formaciones de helófitas en suelos encharcados son hábitats de gran diversidad vegetal y que completan la diversidad presente en las zonas de ribera terrestre.

En concreto, la comunidad de plantas macrófitas es un elemento clave en la cadena trófica de los medios acuáticos. Es tal su importancia que son utilizadas como indicadores biológicos de la calidad de las masas de agua ([Flor-Arnau et al., 2015](#)). Son productores primarios, que sirven de refugio y alimento directo e indirecto a numerosas especies animales. Por ejemplo, las aves anátidas se alimentan tanto de las plantas acuáticas como de los invertebrados que viven en dichas plantas; o los alevines de numerosas especies de peces, que también encuentran en ellas el refugio y alimento necesario. En este sentido, la falta de agua que se produce en el tramo final del río Serpis (desde Potries a Gandia) como consecuencia de una excesiva regulación de los caudales, no permite el desarrollo de estas ricas comunidades vegetales, lo que da lugar a una comunidad vegetal y animal poco diversa y en muchos casos rica en especies invasoras, al ser éstas mucho más tolerantes a la alteración del medio que las especies nativas.

La falta de caudal en el tramo final también tiene consecuencias en el ecosistema estuarino de la desembocadura. El aporte de sedimentos y nutrientes aportados por el agua atrae a numerosas especies de aves, muchas veces especies escasas a nivel de la Comunidad Valenciana. Este hecho queda muy patente durante las crecidas del río que suelen coincidir con la migración de aves

(septiembre-octubre y marzo-abril). Por ejemplo, durante los últimos meses de 2019 se han citado en la desembocadura del Serpis especies poco comunes como el negrón común o la gaviota enana (P. Lucio, *com. per.*). El estuario es utilizado también por numerosas especies de gaviotas (algunas vulnerables, como la gaviota de Audouin) para descansar y lavar su plumaje con agua dulce. Finalmente, hay que destacar que las barras de arena y grava que se forman en el cauce son zona reproductiva del chorlitejo patinegro, catalogado como especie vulnerable y en claro declive.

Según Ollero-Ojeda (2015), para garantizar toda la complejidad de hábitats específicos dentro del espacio fluvial (en el mismo cauce, la ribera o zonas aledañas como humedales o cauces abandonados), compatibles con el propio funcionamiento del río es necesario recuperar procesos y formas fluviales, lo cual es un objetivo de restauración geomorfológica que a su vez mejora el estado ecológico. Específicamente, para los peces es necesaria la recuperación morfológica del lecho, favorecer la conectividad fluvial, disponer de caudales suficientes para crear zonas de distinto calado, regenerar las áreas de freza y crear refugio con materiales naturales en las orillas, como madera muerta o detritos leñosos. Para las aves es necesario contar con masas arboladas y arbustivas, madera muerta, taludes arenosos, zonas someras y herbazales. Para los mamíferos es importante la irregularidad topográfica, zonas someras y los refugios vegetales. Todos estos hábitats pueden ser construidos por el río, pero también pueden ser favorecidos por el hombre a través de diferentes actuaciones de bioingeniería, manejo de madera, apertura de pequeños humedales en las riberas y, por último, el aporte de sedimentos, ya que la alteración del flujo sedimentario que muchos ríos padecen está relacionada con el cambio en las morfologías fluviales y la consiguiente pérdida de hábitats.

5.4.5 Suelta de caudales funcionales

Contar con caudales hídricos naturales o equivalentes es fundamental para asegurar el buen estado de conservación de los ecosistemas riparios y el buen funcionamiento de los diferentes procesos fluviales (Stromberg & Patten, 1996, Naiman & Décamps, 1997). Los caudales capaces de construir y diseñar un cauce son los llamados caudales geomórficos o formadores que suelen corresponder a las crecidas ordinarias. Conservar o recuperar estos caudales es fundamental para el funcionamiento geomorfológico y ecológico del

sistema fluvial, de tal manera que un río que disponga de caudales geomórficos con una frecuencia adecuada, de entre 0.5 y 3 veces al año, podrá movilizar sedimentos, activar y regular procesos de erosión y transporte, así como renovar hábitats y poblaciones, permitiendo todas las interacciones entre los elementos del sistema. Una medida básica de restauración es por tanto recuperar estos caudales o reproducirlos con cierta periodicidad (Ollero-Ojeda, 2015). En los ríos regulados, la solución pasa por desembalsar con las mismas pautas de una crecida natural tratando de reproducir su hidrograma. Es necesario planificar tanto la frecuencia de crecidas, como el volumen total de agua desembalsada y el momento adecuado, según la estacionalidad típica de las crecidas del río. La ejecución real de esta práctica es muy difícil a causa de los múltiples usos del agua. En el caso del Serpis, episodios de gota fría de gran magnitud han obligado al embalse de Beniarrés a desembalsar un volumen de agua con capacidad regeneradora, capaz de eliminar grandes zonas de cañaveral invasor.

La restauración hidrológica, entendida como la definición e implementación de un régimen de caudales adecuado (con todos sus componentes: magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasas de cambio) es una de las principales medidas de restauración, sino la primera, que deberían llevarse a cabo. Sin embargo, rara vez ha sido implementada a pesar de que la Directiva Marco del Agua exige el buen estado de las masas de agua (Ollero-Ojeda, 2015). Los múltiples usos del agua a los que están sometidos los ríos regulados hacen difícil la puesta en marcha de medidas de restauración hidrológica. Concretamente, para mejorar las comunidades vegetales riparias es necesario recuperar al menos determinados eventos hidrológicos críticos asociados a sus ciclos vitales (González et al., 2018), relacionados con los caudales que conectan el cauce con el corredor ribereño y con los que hacen posible la dispersión hídrica de sus semillas y la viabilidad de su regenerado en sus primeras semanas de vida (Mahoney & Rood, 1998). La magnitud de estos caudales también permite una cierta erosión en el lecho y las orillas. Los nuevos depósitos de sedimentos generados también son necesarios en los ciclos biológicos de la mayoría de las especies de ribera (Karrenberg et al., 2002). Es por ello que la suelta de caudales funcionales tiene múltiples beneficios: puede detener o revertir el empobrecimiento ecológico causado por la regulación excesiva, recuperar la heterogeneidad geomorfológica en el

río, optimizar la biodiversidad fluvial y consolidar las funciones ambientales que presta el ecosistema ([Ollero-Ojeda, 2015](#)).

Una posible opción sería implementar en el río Serpis una figura de gestión por concertación social del tipo contrato de río para lograr, a partir del acuerdo consensuado entre todos los agentes y usuarios del agua, el uso de caudales que permitan la supervivencia y el buen funcionamiento ecológico del sistema fluvial. A partir de la participación y del logro de acuerdos legales se podrán integrar soluciones, que requerirán validación y seguimiento de su cumplimiento. Además, es posible que el restablecimiento de un flujo de caudal adecuado pase por el derribo o la adecuación de obstáculos transversales (presas y azudes) que retienen los sedimentos que tanto necesita el río para su dinámica. En este caso, la participación y los acuerdos sociales también son fundamentales. Algunos obstáculos pueden contar con un innegable valor patrimonial, en cuyo caso habrá que replantear las medidas y, siendo imprescindible mantenerlos, buscar otras posibles acciones de rehabilitación fluvial que compensen los efectos de su permanencia.

5.4.6 Mejora de la continuidad y devolución de espacio al río

Europa es el continente con menos ríos sin fragmentar ([Nilsson et al., 2005](#)) y España el primer país europeo con más embalses por persona, lo que tiene importantes consecuencias sobre la continuidad y los procesos fluviales de los ríos españoles. Las actuaciones de restauración para la mejora de la continuidad pasan por el derribo o la adecuación de todos los tipos de obstáculos: transversales, laterales y verticales. Muchos de estos son altamente nocivos, ya que causan un impacto a nivel hidromorfológico, modifican la dinámica del flujo (líquido y sólido), retienen la madera arrastrada y fragmentan los hábitats.

En relación a la continuidad longitudinal, tanto los obstáculos transversales (presas, azudes y vados) como los verticales (impermeabilización de lecho y vados) suponen una barrera para la migración de determinadas especies piscícolas (como los salmónidos o los anguílidos), que necesitan desplazarse para completar sus ciclos vitales. Para la vegetación, estos obstáculos suponen una barrera para el transporte de semillas y propágulos, y limitan la creación de nuevos depósitos de sedimentos, necesarios para iniciar sus ciclos vitales ([Corenblit et al., 2014](#), [González et al., 2018](#)). Los azudes retienen aguas arriba los

sedimentos y aguas abajo el cauce experimenta incisión y descenso del freático, lo cual hace que la vegetación higrófila, más exigente en humedad, quede colgada o sobreelevada. Además, esta desconexión con el freático puede generar un desplazamiento progresivo de las especies hacia el cauce y una deriva hacia otras más xerófilas, produciéndose una terrenalización de la vegetación ([Garófano-Gómez, 2013](#)), que puede incluso favorecer la entrada de especies exóticas.

Es posible comenzar a mejorar la continuidad estudiando el derribo de aquellos obstáculos obsoletos, carentes de uso, como antiguos usos hidroeléctricos o de abastecimiento agrícola abandonados y de pequeñas dimensiones, que en muchas ocasiones suelen estar colmatados y no cumplen su función. Una vez eliminados, tras varios periodos de aguas altas, el río es capaz de naturalizarse, reconstruyendo su perfil longitudinal, las orillas y las barras de sedimentos. Seguidamente, la vegetación se reestructura con facilidad. Si no es posible la eliminación total de estos obstáculos, al menos sería aconsejable estudiar su permeabilización ([Ollero-Ojeda, 2015](#)).

Los obstáculos laterales (diques y motas) hacen que las orillas no puedan modificarse libremente por la fuerza del agua y, por tanto, limitan los procesos de erosión y sedimentación en el gradiente transversal del río. Las defensas de los márgenes (escolleras, muros, gaviones), así como canalizaciones y encauzamientos impiden la dinámica lateral y vertical, provocando el progresivo envejecimiento de las formaciones de ribera, la reducción de la regeneración y su reducción a una estrecha franja en las proximidades del cauce. Por otro lado, la estabilización de orillas también afecta a otros grupos de seres vivos como las aves, ya que los taludes naturales son el lugar de nidificación de muchas aves fluviales como el martín pescador, el avión zapador o el abejaruco. En este sentido, la eliminación de estos obstáculos es una medida de restauración que permite recuperar caudales sólidos y procesos y formas fluviales que pueden ser colonizadas por numerosas especies ([Ollero-Ojeda, 2015](#)).

Otras acciones pasan por el retranqueo de defensas longitudinales (diques y motas) y la apertura de portillos permanentes o compuertas controladas para permeabilizar el obstáculo y que pueda ser atravesado por el agua desbordada en zonas sin riesgo para la población. Se trata de medidas de rehabilitación puntual, cuyo objetivo es dotar de mayor anchura al río y permitir una inundación más amplia que reduce la peligrosidad

aguas abajo, permite el intercambio de seres vivos y nutrientes entre el río y la llanura de inundación, mejora la redistribución de sedimentos (reduciendo la incisión o acreción), reduce la velocidad del flujo en crecida, aumenta la capacidad de laminación y facilita el retorno del agua al cauce menor cuando la crecida ha pasado.

En definitiva, mejorar la continuidad del río (en todas sus direcciones: longitudinal, lateral y vertical) supone dotarlo de mayor libertad fluvial, que junto a la provisión de suficiente espacio son las mejores estrategias de restauración para que los ecosistemas fluviales puedan recuperar toda su diversidad y funcionalidad, favoreciendo así una total provisión de servicios ecosistémicos a la ciudadanía y al territorio.

6 Conclusiones

La presente investigación ha permitido por primera vez caracterizar funcionalmente las riberas del río Serpis, a lo largo de un extenso gradiente longitudinal de 40 km, que comprende cuatro masas de agua superficiales, desde el embalse de Beniarrés (Beniarrés, el Comtat, Alicante) hasta su desembocadura en el mar Mediterráneo (Gandia, la Safor, Valencia). Con la metodología empleada, que ha combinado visitas de campo, recopilación de datos florísticos y trabajo de documentación, ha sido posible caracterizar las principales presiones del espacio fluvial. Igualmente, ha sido posible conocer la calidad de las formaciones de ribera y describir la variación espacial de la diversidad vegetal y funcional, gracias a diferentes índices y a una decena de rasgos funcionales. Así mismo, se han interpretado los resultados en función de los servicios ecosistémicos asociados a las riberas y se han proporcionado recomendaciones de gestión.

Las principales conclusiones son resumidas de forma sintética a continuación:

- El análisis de presiones ha revelado que la alteración hidrológica es patente a lo largo de todo el río, pero especialmente intensa en el tramo final. La alteración morfológica del cauce y de la ribera es mayor en las dos últimas masas de agua, las cuales presentan una mayor incidencia de los usos agrícolas y urbanos, y una calidad del bosque de ribera catalogada como mala y pésima.

- La riqueza vegetal total de la zona de estudio se ha establecido en 117 especies, con una media de 40 especies por tramo, valor que es considerablemente inferior en los tramos bajos. Tanto la riqueza total, como la de especies nativas han manifestado una tendencia decreciente a lo largo del gradiente longitudinal. Sin embargo,

dicha tendencia es positiva para las especies exóticas, las cuales superan el 35 % en la cuarta masa de agua.

- Los índices de diversidad vegetal han indicado que la segunda masa de agua presenta la mayor diversidad alfa (con un promedio de 47 especies por tramo) y la mayor diversidad gamma (con 98 especies, el 84 % de la riqueza de toda la zona de estudio). Además, posee la mayor singularidad, con 21 especies únicas. En el extremo opuesto se encuentra la cuarta masa de agua, con solo el 32 % de la riqueza total, la menor heterogeneidad y uniformidad, según los índices de Sorensen y Shannon.

- Un total de 22 especies han sido comunes a las cuatro masas de agua, pero solo cuatro especies lo han sido a los 16 puntos de muestreo: la caña común (*Arundo donax*), la correhuela mayor (*Calystegia sepium*), la persicaria (*Polygonum persicaria*) y la zarza (*Rubus ulmifolius*).

- El 64 % de las especies inventariadas pudieron ser documentadas y caracterizadas en función de una decena de rasgos funcionales. Aunque no se detectó ninguna asociación significativa entre rasgos y tramos, sí que se detectaron ciertas tendencias relevantes. A lo largo del gradiente longitudinal, mostraron tendencias significativas decrecientes las especies con biotipo fanerófito, porte arborescente, lianoide y herbáceo perenne, con área foliar específica alta, semillas muy ligeras, de tipo funcional obligada y facultativa hidrófila, estrategia ecológica competidora y competidora tolerante y modalidades urbanófila y moderadamente urbanófila. En cambio, mostraron tendencias significativas crecientes las especies con biotipo hemicriptófito, ciclo de vida perenne, porte graminoide, de baja altura, de tipo funcional facultativo, estrategia competidora ruderal y moderadamente urbanófila.

- El análisis multivariante permitió determinar las asociaciones de modalidades funcionales que explican las formaciones vegetales más relevantes del paisaje ripario del río Serpis. Se trata de (i) las herbáceas anuales de biotipo terófito; (ii) las hierbas perennes de biotipo helófito e hidrófito y tipo funcional obligada higrófila; (iii) las fanerófitas de gran porte y altura y estrategia competidora; y (iv) los geófitos con porte graminoide, persistencia total y estrategia ruderal.

- La diversidad funcional exhibe una tendencia decreciente a lo largo del gradiente longitudinal, siendo de nuevo, la segunda masa de agua la que ha registrado el mayor número de combinaciones de rasgos (45 %) y es por tanto la más diversa

funcionalmente. En cambio, la cuarta masa de agua ha sido identificada como la más pobre funcionalmente, con tan solo el 20 % de las combinaciones de rasgos documentadas.

- Ha sido posible relacionar las variaciones en la diversidad de rasgos con el papel de las especies de ribera en el ecosistema y los numerosos servicios ambientales que los ecosistemas de ribera nos proporcionan. Por último, se proponen recomendaciones de gestión relacionadas con la funcionalidad del ecosistema fluvial. Estas recomendaciones podrían ser implementadas en el desarrollo de proyectos de rehabilitación fluvial en la zona y hacen referencia a la realización de plantaciones, eliminación y control de especies invasoras, educación y sensibilización ambiental, creación y mejora de hábitats, suelta de caudales funcionales y actuaciones para la mejora de la continuidad fluvial. La puesta en marcha de dichas recomendaciones supondría una mejora ambiental general de los tramos, y éstas a su vez repercutirían positivamente en los servicios ambientales que los ecosistemas de ribera pueden proporcionar a la ciudadanía y al territorio.

7 Agradecimientos

En primer lugar, agradecer a los miembros del Centre de Desenvolupament Rural CDR la Safor su confianza en mí para llevar a cabo esta investigación. Agradecer también a las tres instituciones que lo han apoyado: Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (Universitat Politècnica de València), CEIC Alfons el Vell y Centro Ibérico de Restauración Fluvial (www.cirefluvial.com). Por último, agradecer a P. Lucio y R. Delgado sus ideas y sugerencias de mejora, y a todas las personas que colaboraron en los trabajos de campo.

8 Bibliografía

Normativa

- Decreto 39/2007, de 13 de abril, del Consell, de declaración del Paisaje Protegido del Serpis. [2007/4851]. (DOGV núm. 5492, de 18.04.2007).
- Decreto 58/2013, de 3 de mayo, del Consell, por el que se aprueba el Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana. [2013/4617]. (DOGV núm. 7019, de 08.05.2013).
- Decreto 86/2018, de 22 de junio, del Consell, por el que se designa municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias. [2018/6601] (DOGV núm. 8332 de 05.07.2018).

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. [BOE-A-2007-21490] (BOE núm. 299, de 14.12.2007).

Páginas web (última consulta 15.10.2019)

- <http://eol.org> EOL - Encyclopedia of Life.
- <http://herbarivirtual.uib.es/> Herbari Virtual del Mediterrani Occidental. Àrea de Botànica, Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears.
- <http://plants.usda.gov> The PLANTS Database. USDA Natural Resources Conservation Service. National Plant Data Team.
- <http://www.anthos.es/> Anthos. Sistema de Información de las Plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC – Fundación Biodiversidad.
- <https://pladias.cz/en/> Pladias (Plant Diversity Analysis and Synthesis Centre) – Database of the Czech Flora and Vegetation.
- <https://uol.de/en/landeco/research/leda> The LEDA Traitbase. Carl von Ossietzky University of Oldenburg & German Federal Agency for Nature Conservation.
- <https://www.ufz.de/biolflor/index.jsp> BiolFlor Database version 1.1 (Web-Service). Dept. Community Ecology, UFZ – Centre for Environmental Research Leipzig-Halle.
- <https://www.uv.es/jgpausas/brot.htm> BROT 2.0. Plant trait database for Mediterranean Basin species.

Referencias

- Abdi, H., Valentin, D. 2007. *Multiple Correspondence Analysis*. En: Salkind, N. (Ed.). *Encyclopedia of Measurement and Statistics*. Sage. Thousand Oaks (CA). pp. 13.
- ACA. 2019. *Anàlisi actuacions de recuperació de la morfologia, la connectivitat i les riberes. Anàlisi dels resultats de l'enquesta de valoració de les actuacions*. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya. 10 p.
- Aguiar, F.C., Ferreira, M.T., Albuquerque, A., Rodríguez-González, P., Segurado, P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial scale-dependence. *Fundamental and Applied Limnology*, 175(3): 249-267.
- Aguiar, F.C., Ferreira, M.T., Moreira, I. 2001. Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5): 509-526.
- Aguilera, A., Engelbrecht, M., Mallach, M., Riera, J. 2007. *Bases para un plan de conservación de riberas de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Memoria final*. Trabajo realizado por la Universidad de Valencia para la Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia. 175 p.
- Aguilera, A., Riera, J., Gómez-Serrano, M., Mayoral, O., Moreyra, E. 2005. *Evaluación del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar mediante el uso del índice QBR. Memoria final*. Trabajo realizado por el Jardí Botànic de la

- Universitat de València para la Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia. 258 p.
- Aznar-Frasquet, I. 2015. *Serpis, riu viu. Informe per a la sensibilització sobre l'estat del Serpis al seu pas per la Safor*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 27 p.
- Aznar-Frasquet, I., Peiró-Gea, J., Monzó-Sanchís, T. 2016. *Seguiment de la sequera al Serpis al seu pas per Potries. Aproximació al greu estat del riu, actuacions de rescat i cens de fauna aquàtica*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 33 p.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10): 1146-1156.
- Bardgett, R.D., Mommer, L., De Vries, F.T. 2014. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12): 692-699.
- Bernal, S., Butturini, A., Nin, E., Sabater, F., Sabater, S. 2003. Leaf litter dynamics and nitrous oxide emission in a Mediterranean riparian forest. *Journal of Environmental Quality*, 32(1): 191-197.
- Briggs, M.K., Roundy, B.A., Shaw, W.W. 1994. Trial and error: Assessing the effectiveness of riparian revegetation in Arizona. *Restoration & Management Notes*, 12(2): 160-167.
- Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., Guareschi, S., Millán, A., Velasco, J. 2014. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators*, 45: 456-464.
- Bunn, S.E., Arthington, A.H. 2002. Basis principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492-507.
- Calleja, J.A., Garilleti, R., Lara, F. 2019. *Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat de bosque y matorral de ribera. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat"*. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 58 p.
- Castro-Díez, P., González Muñoz, N., Alonso Fernández, Á. 2014. *Los árboles exóticos de las riberas españolas: ¿Una amenaza para estos ecosistemas?* Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares. 98 p.
- Castroviejo, S. 1986-2012. *Flora iberica 1-8, 10-15, 17-18, 21*. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.
- Colmena-Flores, G., Viana-Fons, J.D., Gil-Martínez, E., García-Domínguez, B. 2017. *Investigació sobre la caracterització i sectorització segons criteris d'actuació dels canyars situats en el llit fluvial del riu Serpis dins del terme municipal de Beniarjó*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 20 p.
- Corenblit, D., Steiger, J., González, E., Gurnell, A.M., Charrier, G., Darrozes, J., Dousseau, J., Julien, F., Lambs, L., Larrue, S., Roussel, E., Vautier, F., Voldoire, 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.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4): 335-380.
- CHJ. 2009. *Documento técnico de referencia. Identificación y delimitación de masas de agua superficial y subterránea. Ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar*. Ministerio de Medio Ambiente. Valencia. 100 p.
- CHJ. 2019. *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Documentos Iniciales. Programa, calendario, estudio general sobre la Demarcación y fórmulas de consulta. Anejo 2. Revisión y actualización de la delimitación de las masas de agua superficial*. Confederación Hidrográfica del Júcar. Ministerio para la Transición Ecológica. Valencia. 101 p.
- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19(10): 2873-2893.
- De Bolòs, O., Vigo, J. 1984-2001. *Flora dels Països Catalans*. Editorial Barcino. Barcelona.
- Deltoro-Torró, V., Jiménez-Ruiz, J., Vilán-Fragueiro, X.M. 2012. *Bases para el manejo y control de Arundo donax L. (Caña común)*. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia. 75 p.
- Denis, V., Chen, J.-W., Chen, Q., Hsieh, Y.E., Lin, Y.V., Wang, C.-W., Wang, H.-Y., Sturaro, N. 2019. Biogeography of functional trait diversity in the Taiwanese reef fish fauna. *Ecology and Evolution*, 9(1): 522-532.
- Dufour, S., Rodríguez-González, P.M., Laslier, M. 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of the Total Environment*, 653: 1168-1185.
- Ferreira, M.T., Albuquerque, A., Aguiar, F.C., Catarino, L.F. 2001. Seasonal and yearly variations of macrophytes in a southern Iberian river. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 27(7): 3833-3837.
- Ferriol-Molina, M., Merle-Farinós, H. 2008. *Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de*

- comunidades vegetales*. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. 10 p.
- Flor-Arnau, N., Real, M., González, G., Cambra Sánchez, J., Moreno, J.L., Solà, C., Munné, A. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica*, 34(1): 95-114.
- Friberg, N. 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: Introduction and synthesis. *Freshwater Biology*, 55(7): 1367-1381.
- Friendly, M. 1994. Mosaic displays for multi-way contingency tables. *Journal of the American Statistical Association*, 89(425): 190-200.
- García-Pérez, A. 2011. *Estadística aplicada con R*. Universidad Nacional de Educación a Distancia. Madrid. 132 p.
- Garilleti, R., Calleja, J.A., Lara, F. 2012. *Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos)*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 638 p.
- Garnier, E., Navas, M.-L., Grigulis, K. 2016. *Plant functional diversity. Organism traits, community structure and ecosystem properties*. Oxford University Press. Oxford. 231 p.
- Garófano-Gómez, V. 2013. *Riparian vegetation patterns according to hydrogeomorphological factors at different spatial and temporal scales in Mediterranean rivers*. PhD Thesis. Universitat Politècnica de València. Valencia, Spain.
- Garófano-Gómez, V., Gadea-Pérez, I. 2018. *Investigación del ecosistema fluvial del río Serpis y propuesta de actuaciones prioritarias para su rehabilitación en la comarca de la Safor (Valencia)*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 20 p.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Delgado-Artés, R. 2009. *Les riberes del Serpis: Gestió de l'aigua per a la seua conservació*. CEIC Alfons el Vell. Gandia. 224 p.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., Olaya-Marín, E.J., Muñoz-Más, R., Soares-Costa, R.M., Pinar-Arenas, J.L. 2011. Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean River: The Serpis River (Spain). *Limnetica*, 30(2): 307-328.
- Generalitat Valenciana. 2018. *Educación ambiental en ruta. Guía de acción para la educación ambiental. Documento preliminar*. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural. Valencia. 39 p.
- González, E., Martínez-Fernández, V., Shafroth, P.B., Sher, A.A., Henry, A.L., Garófano-Gómez, V., Corenblit, D. 2018. Regeneration of *Salicaceae* riparian forests in the Northern Hemisphere: A new framework and management tool. *Journal of Environmental Management*, 218: 374-387.
- González, E., Masip, A., Tabacchi, E., Poulin, M. 2017. Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restoration Ecology*, 25(1): 82-91.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111(982): 1169-1194.
- Haines-Young, R., Potschin, M.B. 2018. *Common international classification of ecosystem services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure*. 53 p.
- Hall, R.M., Penke, N., Kriechbaum, M., Kratschmer, S., Jung, V., Chollet, S., Guernion, M., Nicolai, A., Burel, F., Fertil, A., Lora, Á., Sánchez-Cuesta, R., Guzmán, G., Gómez, J., Popescu, D., Hoble, A., Bunea, C.-I., Zaller, J.G., Winter, S. 2020. Vegetation management intensity and landscape diversity alter plant species richness, functional traits and community composition across European vineyards. *Agricultural Systems*, 177: 102706.
- Herrera, T. 2013. *Manual metodológico de actuaciones de restauración ambiental y uso público en ámbitos fluviales*. Diputación de Málaga, Servicio de Ingeniería, Sanidad y Calidad Ambiental. Málaga. 125 p.
- Hood, W.G., Naiman, R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology*, 148(1): 105-114.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J. 2016. *FactoMineR: Multivariate exploratory data analysis and data mining. R package v. 1.32*. <https://cran.r-project.org/web/packages/FactoMineR/>.
- Karrenberg, S., Edwards, P.J., Kollmann, J. 2002. The life history of *Salicaceae* living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology*, 47(4): 733-748.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilman, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6): 1266-1274.
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. 2002. *BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- Knapp, S. 2010. *Plant biodiversity in urbanized areas. Plant functional traits in space and time, plant rarity and phylogenetic diversity*. Vieweg+Teubner Research. Wiesbaden, Germany. 150 p.
- Lavelle, S., Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5): 545-556.

- Lichvar, R.W. 2013. The national wetland plant list: 2013 wetland ratings. *Phytoneuron*, 2013-49: 1-241.
- Lichvar, R.W., Melvin, N.C., Butterwick, M.L., Kirchner, W.N. 2012. *National wetland plant list indicator rating definitions. Technical note ERDC/CRREL TN-12-1*. Cold Regions Research and Engineering Laboratory. U.S. Army Engineer Research and Development Center. Hanover, NH. 14 p.
- López-González, G.A. 2007. *Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares (Especies silvestres y las cultivadas más comunes). 3ª edición*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 894 p.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C. 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17: 14-23.
- Mahoney, J.M., Rood, S.B. 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment – An integrative model. *Wetlands*, 18(4): 634-645.
- Martínez-Capel et al. 2018. *Adaptación al cambio global: Gestión integral del régimen ecológico de caudales para el hábitat de la anguila europea y el cacho valenciano frente a especies invasoras. Informe de investigación realizado por la Universitat Politècnica de València con el apoyo de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio para la Transición Ecológica*. Valencia. 33 p.
- Moore, R.D., Spittlehouse, D.L., Story, A. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(4): 813-834.
- Mortenson, S.G., Weisberg, P.J. 2010. Does river regulation increase the dominance of invasive woody species in riparian landscapes? *Global Ecology and Biogeography*, 19(4): 562-574.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. New York. 547 p.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.
- Naiman, R.J., Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1): 621-658.
- Naiman, R.J., Décamps, H., McClain, M.E. 2005. *Riparia – Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press. Oxford, UK. 430 p.
- Naiman, R.J., Décamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2): 209-212.
- Nakazawa, M. 2019. *fmsb: Functions for medical statistics book with some demographic data. R package version 0.7.0*. <https://cran.r-project.org/package=fmsb>.
- Nilsson, C., Jansson, R., Zinko, U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, 276(5313): 798-800.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720): 405-408.
- Nixon S. et al. 2003. *Europe's water: An indicator-based assessment*. 9291675814. European Environment Agency. Copenhagen. 97 p.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. 2019. *vegan: community ecology package. R package version 2.5-6*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/>.
- Ollero-Ojeda, A. 2015. Guía sobre buenas prácticas en restauración fluvial. *esPosible*, 49: Especial/1-60.
- Parr, C.S., Wilson, N., Leary, P., Schulz, K.S., Lans, K., Walley, L., Hammock, J.A., Goddard, A., Rice, J., M. Studer, Holmes, J.T.G., Corrigan Jr, R.J. 2014. The encyclopedia of life v2: Providing global access to knowledge about life on earth. *Biodiversity Data Journal*, 2: e1079.
- Pérez, A.J. 1994. *Atlas climàtic de la Comunitat Valenciana (1961-1990)*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports de la Generalitat Valenciana. Valencia. 205 p.
- R Core Team. 2019. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press. London, UK. 719 p.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., Hobbs, R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1): 126-139.
- Richter, B.D., Davis, M.M., Apse, C., Konrad, C. 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research and Applications*, 28: 1312-1321.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Paraskevi, M., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes,

- M.R., Franco, J.C., Pettit, N., Portela, A.P., Tammearg, O., Tammearg, P., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S. 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *Bioscience*, 70(6): 501-514.
- Rodríguez-Iturbe, I., D'Odorico, P., Laio, F., Ridolfi, L., Tamea, S. 2007. Challenges in humid land ecohydrology: Interactions of water table and unsaturated zone with climate, soil, and vegetation. *Water Resources Research*, 43: W09301.
- Sanchis-Ibor, C., Segura-Beltrán, F., Navarro-Gómez, A. 2018. Channel forms and vegetation adjustment to damming in a Mediterranean gravel-bed river (Serpis River, Spain). *River Research and Applications*, 35: 37-47.
- Smukler, S.M., Sánchez-Moreno, S., Fonte, S.J., Ferris, H., Klonsky, K., O'Geen, A.T., Scow, K.M., Steenwerth, K.L., Jackson, L.E. 2010. Biodiversity and multiple ecosystem functions in an organic farmscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(1): 80-97.
- Stella, J.C., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., Bendix, J. 2013. Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*, 719(1): 291-315.
- Stromberg, J. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments*, 49(1): 17-34.
- Stromberg, J.C., Patten, D.T. 1996. Instream flow and cottonwood growth in the eastern Sierra Nevada of California, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(1): 1-12.
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.-M., Wissmar, R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40(3): 497-516.
- Tabacchi, E., González, E., Corenblit, D., Garófano-Gómez, V., Planty-Tabacchi, A.-M., Steiger, J. 2019. Species composition and plant traits: Characterization of the biogeomorphological succession within contrasting river corridors. *River Research and Applications*, 35(8): 1228-1240.
- Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J.G. 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Scientific Data*, 5(1): 180135.
- Thompson, K., McCarthy, M.A. 2008. Traits of British alien and native urban plants. *Journal of Ecology*, 96(5): 853-859.
- Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J.M. 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1): 471-493.
- Tockner, K., Stanford, J.A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3): 308-330.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Cristóbal, E., Velasco, S., Sánchez, J.R., Pujante, A. 2009. *Tipo ecológico nº 9. Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea*. En: VV.AA. (Ed.). *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. pp. 1-14.
- USDA NRCS. 2020. *The PLANTS Database*. National Plant Data Team. Greensboro, NC 27401-4901 USA. <http://plants.usda.gov>.
- van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39(2): 97-114.
- Villar, R., Ruiz-Robledo, J., Quero, J.L., Poorter, H., Valladares, F., Marañón, T. 2004. *Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas*. En: Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A. Madrid. pp. 191-227.
- Viñals, M.J., Ors, J., Moliner, E.A. 2001. *La Marjal de Gandia: estudi del medi físic i humà*. Ajuntament de Gandia, Departament de Medi Ambient. Gandia, Valencia. 170 p.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892.
- Wasson, J.-G., Villeneuve, B., Iital, A., Murray-Bligh, J., Dobiasova, M., Bacikova, S., Timm, H., Pella, H., Mengin, N., Chandresris, A. 2010. Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers. *Freshwater Biology*, 55(7): 1465-1482.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2): 213-227.
- Wild, J., Kaplan, Z., Danihelka, J., Petřík, P., Chytrý, M., Novotný, P., Rohn, M., Šulc, V., Brůna, J., Chobot, K., Ekrt, L., Holubová, D., Knollová, I., Kocián, P., Štech, M., Štěpánek, J., Zouhar, V. 2019. Plant distribution data for the Czech Republic integrated in the Pladias database. *Preslia*, 91: 1-24.
- Wildi, O. 2010. *Data analysis in vegetation ecology*. Wiley-Blackwell. Chichester, UK. 211 p.

Cómo citar este estudio:

Se autoriza la difusión de este documento científico-técnico que, a efectos bibliográficos, debe citarse como: Garófano-Gómez, V. 2019. *Investigación sobre los rasgos funcionales de la vegetación de ribera del río Serpis a lo largo de un gradiente longitudinal: desde Beniarriés al mar*. CDR la Safor. Beniarriés, Valencia. 42 p.