



triano

Revista digital · Divulgación + Conocimiento
Sociedad Cordobesa de Historia Natural
nº 5 / 2020 www.socohina.org

trianoi

nº 5 - diciembre 2020

Edita_

Sociedad Cordobesa de Historia Natural
socohina@gmail.com
<https://socohina.org/trianoi/>

Comité editorial_

Editor: Antonio Leiva
Coeditores: Rafael Tamajón,
Diego Peinazo y José Márquez

Revisores en este número_

Juan Aragonés, Rafael Tamajón,
Fer Goytre, José Prenda, Fernando Díaz,
Miguel Ángel Núñez, Susana Domínguez

Fotografía portada_

Juan Aragonés
(Alcaraván común *Burhinus oedicnemus*)

Maquetación_

Antonio Leiva

ISSN_ 2659-5591

NÚMERO 5 | DICIEMBRE 2020

CONTENIDOS

Leiva, A. Distribución y situación del busardo ratonero (<i>Buteo buteo</i>) en la Zona de Especial Protección para las Aves Alto Guadiato	5
Márquez, J. y Peinazo, D. Reproducción de la curruca zarcera (<i>Sylvia communis</i>) en el paraje conocido como Monte de la Morena en la Campiña de Córdoba	15
Morales-Mata, J.I., Curros-Ruiz, R y De Miguel- Rubio, R.J. Biodiversidad piscícola en varios ecosistemas acuáticos de las provincias de Córdoba y Jaén	25
Cruz-Márquez, J., Recio-Espejo, J.M., Tamajón-Gómez, R. y Reques, R. El humedal de Jarata (Montilla, Córdoba): análisis geomorfológico, hidrológico y propuestas de gestión	45
Cabello de Alba, F. Dinámica poblacional del carricero común (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>) en una localidad de la provincia de Córdoba (sur de España)	65
Sánchez-Polaina, F.J., Jimena-Medina, F., Gallardo-Valderas, J.M. Nuevas aportaciones al inventario de árboles singulares de la provincia de Córdoba: Conquista	77
Peinazo, D. y Márquez, J. Invernada del zorzal real (<i>Turdus pilaris</i>) en la Sierra de Córdoba	87
Obregón, R. y Sánchez, J.M. Primera cita de <i>Bubopsis agrionoides</i> (Rambur, 1838) (Neuroptera, Ascalaphidae) en la provincia de Córdoba	91



*ratonero posado en un antiguo cortijo de la ZEPA Alto Guadiato
foto_Antonio Leiva*

Distribución y situación del busardo ratonero (*Buteo buteo*) en la Zona de Especial Protección para las Aves Alto Guadiato

Spatial distribution and status of the Common Buzzard (*Buteo buteo*) in the Alto Guadiato Special Protection Area

Antonio Leiva

Sociedad Cordobesa de Historia Natural
antoniroleivablanca@gmail.com

Resumen.-

Durante un periodo de diez años (2009-2019) se han registrado todas las observaciones de busardo ratonero (*Buteo buteo*) en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Alto Guadiato, constatando así 11 territorios, lo que supone una densidad muy baja (0,32 territorios/10 km²), por debajo de la media española (0,5 territorios/10 km²). Ello es debido probablemente a que la zona de estudio no constituye el hábitat óptimo requerido por la especie, es decir, zonas forestales propiamente dichas (bosques) que además incluye zonas abiertas de prados y cultivos.

Se han caracterizado el hábitat de forma general, y en todos los casos incluyen zonas arboladas, aunque con diferente grado de cobertura arbórea (rango: 1,17-22,78 pies/ha, media: 8,15 pies/ha), y terrenos agrícolas abiertos. Domina la dehesa cultivada (70%) y en menor medida los cultivos de cereal (15%), con escasa presencia en algunos casos de olivar (6%) y terrenos forestales propiamente dichos (9%).

La información aportada viene a paliar el vacío de información ornitológica en la ZEPA Alto Guadiato y en particular sobre el busardo ratonero, y tiene el valor añadido de su utilidad para los gestores del espacio, al poder disponer así de más criterios para el desarrollo de su labor.

Palabras clave: Busardo ratonero, *Buteo buteo*, ZEPA Alto Guadiato, distribución, territorios.

Summary.-

In the Alto Guadiato Special Protection Area (SPA), every single observation of Common Buzzard (*Buteo buteo*) has been recorded over a period of ten years (2009-2019). A total of 11 breeding territories have been identified, which represents a very low population density (0.32 territories/10 Km²) when compared to the Spanish average value

(0.5 territories/10 km²). This is probably due to the lack of suitable habitat, namely, woodlands mixed with open areas of crops and/or pastureland.

Characterization of breeding territories has revealed that all of them include both open farmland and wooded areas, these last ones showing different levels of tree cover density (range: 1,17 to 22,78 trees/hs, average: 8.15 trees/ha). Farmed dehesas dominate the landscape (70%), while other types of vegetal structures include cereal crops (15%) and olive crops (6%), and to a lesser extent, isolated patches of native Mediterranean forest (9%).

These results could help to fill the gap of relevant information on the birds of Alto Guadiato SPA and especially on the local population of Common Buzzards, providing owners and farmers with useful information to take into account when managing their estates.

Keywords: Common Buzzard, *Buteo buteo*, Alto Guadiato SPA, spatial distribution, territories.

Introducción.-

La zona de estudio fue declarada ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) por la Junta de Andalucía en septiembre de 2008, por su importancia para la conservación de las aves esteparias, en especial de la avutarda común (*Otis tarda*), dado que constituye uno de los principales núcleos reproductores de Andalucía (Alonso *et al.*, 2005). Sin embargo, salvo los datos derivados del seguimiento que la administración autonómica realiza sobre algunas especies de este grupo de aves (*Otis tarda*, *Tetrax tetrax*, *Pterocles orientalis*, *Pterocles alchata*, *Falco naumanni* y *Circus pygargus*), no existe información ni estudios adicionales sobre otras poblaciones de aves en dicho espacio protegido que, además de aportar conocimiento, contribuyan a reforzar el valor de conservación del mismo y mejorar los criterios de gestión.

La información más completa sobre aves de la ZEPA se reduce a dos publicaciones divulgativas de la década pasada (Martínez y Leiva, 2011; Saldaña *et al.*, 2012;) donde se recoge un listado de 141 especies presentes y se apunta la distribución de las más relevantes por su grado de amenaza.

El objetivo de este trabajo es aportar información sobre la distribución y situación poblacional del busardo ratonero (*Buteo buteo*) en la ZEPA Alto Guadiato, con el fin añadido de contribuir al conocimiento de los valores naturales de este espacio protegido así como disponer de información que sirva para una mejor conservación y gestión de la especie y del espacio, pues por ser abundante y no estar amenazada no es objeto de atención en los programas de seguimiento oficiales.

El busardo ratonero es una de las rapaces más abundantes y con mayor rango de distribución en el Paleártico (Ferguson-Lees y Christie, 2001), ampliamente distribuida por España, donde se considera la rapaz diurna más abundante (Tapia, 2016) y también la rapaz más abundante de la ZEPA Alto Guadiato (datos propios). En nuestro país, Palomino y Valls (2011) estimaron en 2009-2010 alrededor de 31.010 territorios seguros (30.450-31.400 territorios), y para la provincia de Córdoba unos 930 (890-970 territorios), una cifra que parece sobreestimada si se compara con los registros de observaciones disponibles más recientes (Peinazo y Leiva, 2020). Los datos históricos acerca de la población de la especie en la provincia proceden de Torres *et al.* (1981), que la consideraron la segunda rapaz más abundante, con 62 parejas, únicamente superada por el cernícalo primilla (*Falco naumanni*), en el periodo 1975-1977.

Material y métodos.-

La ZEPA Alto Guadiato es un espacio natural protegido incluido en la Red Natura 2000 (ES6130017), de 33.930 ha, situado en el sector noroccidental de la provincia de Córdoba. Se extiende por parte de los términos municipales de Fuente Obejuna, Los Blázquez, La Granjuela y Valsequillo, y limita con la provincia de Badajoz (figura 1). Su superficie está ocupada por cultivos de cereales extensivos (83%), pastizales adeshados (11%), otros cultivos (2%) y matorral mediterráneo (4%) (Saldaña *et al.*, 2012), normalmente ligado a las zonas con mayor pendiente y/o

afloramientos rocosos. La totalidad de la superficie estudiada es de titularidad privada salvo las vías pecuarias, caminos públicos y cursos fluviales (dominio público hidráulico). Se trata de terrenos llanos o ligeramente ondulados entre los que se intercalan pequeñas sierras de escasa altitud con laderas de suave pendiente, un paisaje dominado por dehesas abiertas de encinas con aprovechamiento agrícola pero también ganadero (CMA, 2006).

Parte de su superficie (12.520 ha) está considerada como “zona sensible” según la normativa de declaración del espacio protegido (Decreto 429/2008, de 29 de julio), por corresponderse con las mejores áreas para la avutarda común, pero también para el sisón, aguilucho cenizo y cernícalo primilla.

Desde el año 2009 a 2019, y a lo largo de todo el ciclo anual, se han ido registrando y georeferenciando todos los contactos de busardo ratonero observados en recorridos realizados tanto en coche como a pie y en puntos de observación fijos desde zonas de amplia visibilidad. Esta segunda metodología es complementaria y resulta fundamental para estimar el número de territorios existentes en la zona (Palomino y Valles, 2011). La amplia red de caminos y vías pecuarias permite acceder a prácticamente todo el espacio sin dificultad. Se ha podido conocer de esta manera la distribución de la especie en el ámbito de estudio.

En la época de reproducción (marzo a julio) se ha hecho un seguimiento y observación de ejemplares, sin necesidad

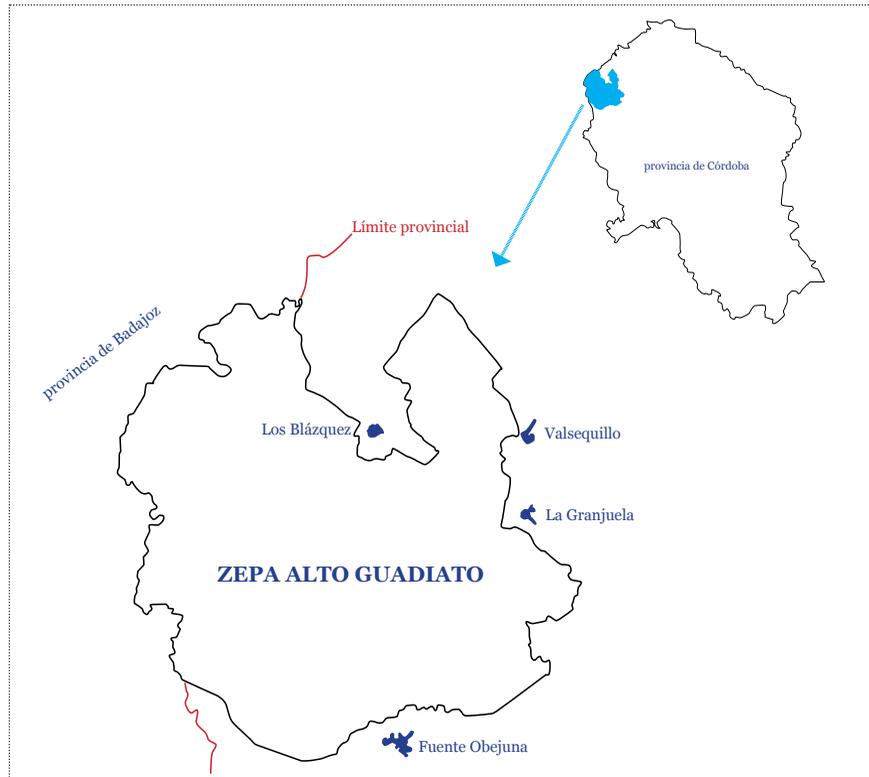


Figura 1. Localización de la ZEPA Alto Guadiato en el contexto de la provincia de Córdoba

de localizar nidos para evitar molestias innecesarias dado que no es ese el objetivo del trabajo. Se ha asumido como territorio ocupado aquel en el que se observó una pareja de adultos realizando vuelos de cortejo, de marcaje territorial o cuando se detectó la presencia de pollos del año. Igualmente, se consideró la presencia repetitiva de ejemplares adultos.

Se ha hecho una caracterización muy básica del hábitat, para lo cual se han seleccionado aquellas zonas de los diferentes territorios en las que hay un mayor número de observaciones, que han sido consideradas como las

áreas núcleo o *core areas* (Hodder *et al.*, 1998). En ellas se ha definido un buffer conservador, de 300 metros de radio. La superficie así delimitada puede considerarse como una muestra representativa del conjunto del territorio. En estas áreas núcleo se ha medido la superficie ocupada por los diferentes tipos de cultivo/ usos del suelo y, en su caso, vegetación natural, y se han contabilizado todos los elementos arbóreos (salvo en las escasas zonas de matorral mediterráneo) mediante el uso de la ortofotografía más actual posible (WMS ortofoto PNOA).

Resultados.-

Se han encontrado 11 territorios de busardo ratonero (figura 2), lo que supone una densidad de 0,32 parejas/10 km², una cifra que se incrementa en invierno con la llegada de nuevos efectivos que se suman a los ejemplares jóvenes que forman parte de la población local hasta que se dispersan definitivamente. Hay que tener en cuenta que la especie es sedentaria, con movimientos dispersivos, aunque las poblaciones del norte y este de Europa son muy migratorias, con pequeños números de invernantes en el sur del continente europeo y norte de

África, entre otros lugares (Ferguson-Lees y Christie, 2001). Esta última circunstancia se ha podido comprobar en el área de estudio dado el incremento observado en el número de registros (8%) durante el invierno (noviembre-febrero).

Del muestreo realizado en las áreas núcleo se desprende que los territorios encontrados se caracterizan por incluir elementos arbóreos en el 100% de los casos así como terrenos agrícolas abiertos, con una densidad de arbolado (encinas) que oscila entre los 1,17 pies/ha y 22,78 (media: 8,15; varianza: 65,77). En la figura 3 se representan los

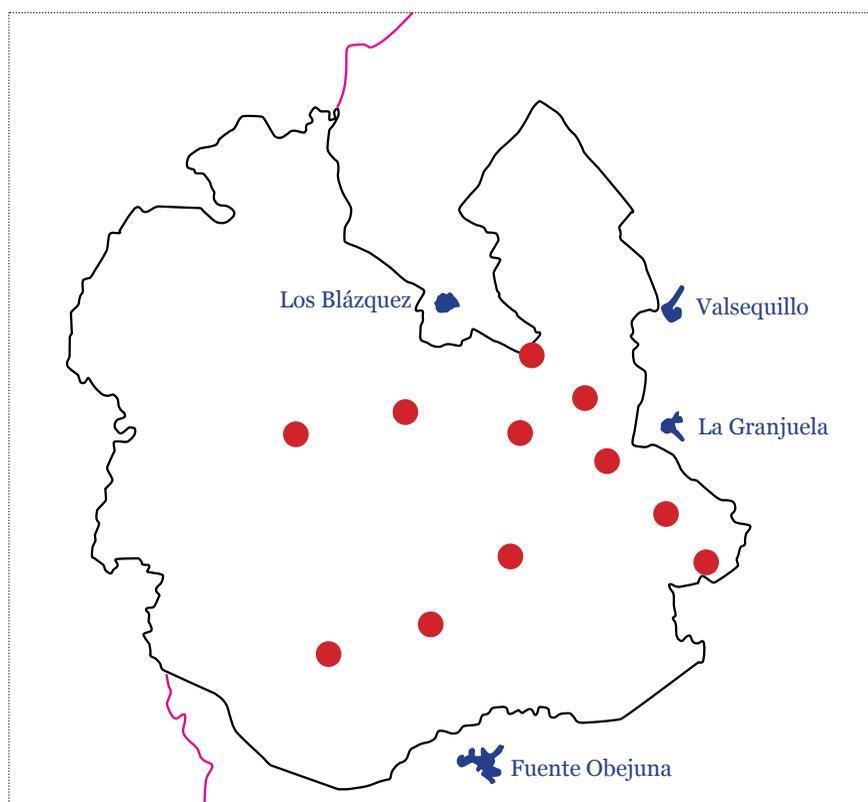


Figura 2. Distribución de los territorios de busardo ratonero en la ZEPA Alto Guadiato (puntos rojos)

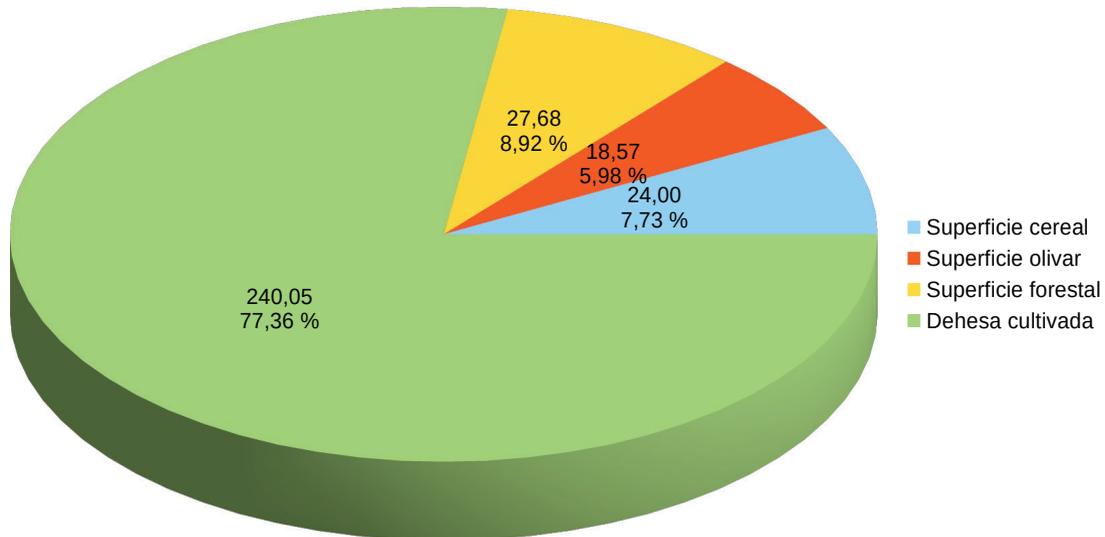


Figura 3. Tipología de los cultivos/ usos del suelo del muestreo realizado en todos los territorios de busardo ratonero.

datos globales, para los 11 territorios, referidos a las zonas muestreadas en cada uno de ellos.

Como se observa en la figura 3 la mayoría de la superficie es dehesa cultivada, fundamentalmente de cereal (77%), seguida de cultivos de cereal en superficies donde no hay elementos arbóreos, salvo puntualmente en linderos y arroyos o alguna encina testimonial (8%). Por su parte, si bien la superficie de olivar no es significativa en la ZEPA (representa solo el 1,89% del total en forma de pequeñas explotaciones que de media no superan 1,3 ha), sí forma parte de tres de los territorios de busardo ratonero (6%). Finalmente, también tienen presencia las superficies forestales (9%), que incluyen

los terrenos ocupados por matorral mediterráneo (fundamentalmente jaral de jara pringosa *Cistus ladanifer*) con presencia de elementos arbóreos y en ocasiones con pequeños afloramientos rocosos, y también a la vegetación de ribera que, por lo general, es escasa en todo el espacio objeto de estudio (1,45% de la ZEPA y el 2,63% de las áreas analizadas).

La estructura del paisaje general de la ZEPA ayuda a entender mejor esta caracterización ya que aunque el 83% de su superficie está cultivada de cereal, en realidad los elementos arbóreos están prácticamente siempre presentes (salvo enclaves concretos) aunque en su mayoría con un escaso porcentaje de cobertura o densidad de pies. Para

apoyar esto, se ha hecho un muestreo en el SIG elaborado para la gestión de este trabajo tomando 30 recintos SIGPAC al azar y anotando la presencia/ausencia de arbolado; en sólo 4 recintos no había presencia arbórea, en todos los demás había encinas.

Discusión.-

La densidad de busardo ratonero encontrada en la zona de estudio (0,32 territorios/10 km²) está en el rango inferior de densidades descritas para otras poblaciones (tabla 1), e incluso por debajo de la media (0,5 territorios/10 km²) de España (Palomino y Valls, 2011). Esto puede deberse a que el hábitat de la ZEPA no es el más favorable para la especie ya que como rapaz propia de medios forestales, requiere habitualmente de bosques o formaciones arboladas aunque no sean muy extensas (Díaz *et al.*, 1996).

Las preferencias de hábitat se han estudiado en diferentes poblaciones de nuestro país, alcanzando su óptimo en zonas de mosaico de bosque y prados o

cultivos (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Bustamante y Seoane, 2004; Tapia y Domínguez, 2005), aunque muestra una gran variabilidad. En nuestro caso se trata de una zona muy abierta, adehesada, con diferente grado de cobertura arbórea pero en general escasa (una densidad de arbolado media de 8,15 encinas en cada zona/bufer estudiada) y con predominio de zonas cultivadas, sin presencia de las formaciones arboladas densas y de bosques (en sentido estricto) que esta especie requiere en gran parte de su área de distribución. Diversos estudios han calculado que la superficie de bosque presente en los territorios de busardo ratonero es del 80% en diferentes áreas de España (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Barrientos y Arroyo, 2014), pero también se ha puesto de manifiesto la existencia de gran variabilidad al respecto (Tapia, 2004). Si bien el terreno ocupado sí que encaja con sus preferencias de hábitat invernales ya que se ha constatado que puede ocupar terrenos abiertos con presencia de arbolado disperso o incluso inexistente (Tapia, 2016).

Lugar	Densidad (*)	Fuente
Vizcaya	4,5	Zuberogoitia <i>et al.</i> (2006)
Castilla y León	0,88	Palomino y Valls (2011)**
Cataluña	0,78	
Murcia	0,56	
País Vasco	1,03	
Andalucía	0,33	
Extremadura	0,83	

Tabla 1. Comparativa de densidades en diferentes áreas estudiadas

(*) Expresada como territorios/10 ha

** Se exponen los resultados de densidades medias

De la misma manera, esta menor densidad con respecto a otras zonas puede ser explicada por la disponibilidad de alimento en el medio. En algunas zonas, como Murcia, se ha descrito que el principal alimento de los busardos es el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (Sánchez-Zapata *et al.*, 1995), una especie prácticamente inexistente en la ZEPA Alto Guadiato. Durante los diez años en los que se han recopilado datos para el presente artículo, no se registró ningún conejo en todos los recorridos realizados. De hecho, este espacio forma parte de las zonas de menor densidad de conejo de Andalucía (CMAOT, 2017). Por tanto, la especie recurre en esta zona a otras presas, dada su buena adaptabilidad y amplio espectro trófico, pues se sabe que incluye entre su dieta a micromamíferos, culebras, lagartos, lagartijas, anfibios, grandes insectos e incluso aves (Martínez y Calvo, 2006) en función de la disponibilidad del medio (Tapia *et al.* 2007), seleccionando los más abundantes, predecibles y rentables desde el punto de vista energético (Newton, 1979).

Durante el periodo de muestreo no se han observado ni conocido amenazas que pudieran afectar a la especie. Este hecho viene corroborado por los resultados de un estudio específico de mortalidad de aves en vallas y tendidos eléctricos en la zona de estudio (Gutiérrez y Couto, 2012), en el que no se ha localizado ningún ejemplar afectado por líneas eléctricas -dato que contrasta con el hecho de que es considerada la especie de rapaz con mayor tasa de mortalidad por electrocución en España (Prinser *et al.*, 2011)- ni tampoco

colisionados con el vallado a pesar de contar con una extensa red en la zona, con una densidad de 1.302,74 m/km².

Bibliografía.-

Alonso, J.C.; Martín, C.A.; Palacín, C.; Martín, B. y Magaña, M. 2005. The Great Bustard *Otis tarda* in Andalusia, southern Spain: status, distribution and trends. *Ardeola* 52(1): 67-78.

Bustamante, J. y Seoane, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

CMAOT. 2017. Memoria de Actividades Cinegéticas de la temporada 2016-2017. http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/pcp/caza_y_pesca_continental/interes_general/boletines_publicaciones/memoria_anual_actividades/Memoria%20actividades%202016-17.pdf

Díaz, M., Asensio, B., Tellería, J. L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. J.M Reyero Editor. Madrid.

Ferguson-Lees, J. y Christie, D. A. 2001. *Rapaces del Mundo*. Ediciones Omega, Barcelona.

Gutiérrez, J.E. y Couto, S. 2012. *Identificación de puntos críticos de colisión de la avifauna con los vallados de las ZEPA Campiñas de Sevilla, Alto Guadiato y Fuente de Piedra*. Proyecto LIFE 08 NAT/E/000068. Sociedad Española de Ornitología.

- Hodder, K.H.; Kenward, R.; Walls, S.S. & Clarke, R.T. 1998. Estimating core ranges: a comparison of techniques using the Common Buzzard (*Buteo buteo*). *Journal of Raptor Research*, 32: 82-89.
- Martínez, J.E. y Calvo, J.F. 2006. *Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia*. Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia. 141 pp.
- Martínez, L. y Leiva, A. 2011. *Guía de las aves comunes del Alto Guadiato*. Ed. SEO/BirdLife. 48 pp.
- Newton, I. (1979). *Population Ecology of Raptors*. Poyser, London.
- Palomino, D. y Valls, J. 2011. *Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Peinazo, D. y Leiva, A. 2020. Anuario ornitológico 2018 Córdoba. *Trianoi*, 2: 6-145.
- Prinsen, H.A.M., Boere, G.C., Pires, N. y Smallie, J.. 2011. *Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region*. CMS. Bonn, Germany.
- Saldaña, S., Leiva, A. y Rodríguez, I. 2012. Turismo ornitológico en la Zona de Especial Protección para las Aves Alto Guadiato. Ed. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. 32 pp.
- Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F., Esteve, M. A. 1995. *Ecología de las aves de presa de la Región de Murcia*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J. A. y Calvo, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.
- Tapia, L. 2004. *Estudio de la comunidad de Falconiformes de la provincia de Ourense, con mención especial para sus sierras suroccidentales*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Tapia, L. y Domínguez, J. 2005. Censo primaveral de Falconiformes en Ourense (NO España) mediante transectos por carretera. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 14: 73-78.
- Tapia, L., Domínguez, J., Romeu, M. 2007. Diet of Common buzzard (*Buteo buteo*) (Linnaeus, 1758) in an area of Northwestern Spain as assessed by direct observation from blinds. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 16: 145-149.
- Tapia, L. 2016. Busardo ratonero – *Buteo buteo*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Torres, J.A., Jordano, P. y León, A. 1981. *Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba*. Ed. Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Córdoba. Córdoba. 130 pp.

Zuberogoitia, I., Martínez, J. E.,
Martínez, J. A., Zabala, J., Calvo, J. F.,
Castillo, I., Azkona, A., Irate, A., Hidalgo,
S. 2006. Influence of management
practices on nest site habitat selection,
breeding and diet of the Common
buzzard *Buteo buteo*. *Ardeola*, 53 (1):
83-98.

Indicios de reproducción de la curruca zarcera (*Sylvia communis*) en el paraje conocido como Monte de la Morena (Campaña de Córdoba)

Possible breeding of Common Whitethroat (*Sylvia communis*) in the site called “Monte de la Morena” (Campaña de Cordoba)

José Márquez y Diego Peinazo

Sociedad Cordobesa de Historia Natural
socohina@gmail.com

Resumen.-

Entre marzo y mayo de 2019, coincidiendo con la migración prenupcial de las aves transaharianas, en un reducto de vegetación natural en el paraje conocido como “Monte de la Morena”, en la Campiña cordobesa, se detectaron varios ejemplares de curruca zarcera (*Sylvia communis* Latham 1787), un ave migratoria cuya reproducción en la provincia es incierta. No obstante, mediante una serie de visitas al lugar, se observó que el comportamiento de tales ejemplares podría ser compatible con la cría. En este artículo se aborda la situación general de la especie en España, sus preferencias en cuanto a hábitat y su fenología reproductiva, relacionando estos aspectos con los datos recopilados a nivel local con la intención de determinar si son suficientes para afirmar su reproducción.

Palabras clave: Curruca zarcera, *Sylvia communis*, Campiña, reproducción, distribución

Summary.-

From March to June 2019, coinciding with the northbound migration of Trans-Saharan birds, a group of Common Whitethroats (*Sylvia communis* Latham 1787), migratory passerines, lingered at a remnant patch of native vegetation at the site called “Monte de la Morena”, a farmland area south of Cordoba city (Campaña de Cordoba), where breeding has rarely been recorded. A series of visits to the place let us see that the birds were showing a rather territorial behaviour, consistent with their reproduction. Here, we assess the status of the species in Spain, its habitat preferences and its breeding phenology. Moreover, we discuss whether local breeding can be confirmed or not considering data from field observations.

Keywords: Common Whitethroats, *Sylvia communis*, countryside, breeding, distribution

Introducción.-

La curruca zarcera (*Sylvia communis* Latham 1787) es un ave migratoria que se distribuye durante el periodo reproductor por gran parte del Paleártico occidental (Svensson *et al.*, 2010). El límite meridional se sitúa en la Región Mediterránea, alcanzando por el norte las regiones centrales de Noruega y Suecia, el sur de Finlandia, la costa del mar Blanco en Rusia y los Urales (Shirihai *et al.*, 2001).

En nuestro país, la especie aparece como migratoria y como reproductora (Da Prato y Da Prato, 1983; SEO-Birdlife, 2012). El grueso de su área de distribución reproductora se halla en el tercio norte y en las montañas del Sistema Ibérico, siendo su ocupación más dispersa en el Pirineo central y oriental y en el Sistema Central (Purroy, 2003). Según el II Atlas de las Aves Reproductoras de España, en la mitad sur se distribuye en núcleos de las montañas de Alicante y Montes de Toledo, Sierra Morena, montañas béticas y subbéticas y provincia de Cádiz (Purroy, 2003). Aparicio (2014) señala que la especie está ausente de las penillanuras y vegas cultivadas del Ebro, Tajo, Guadiana y Guadalquivir. Carrascal y Palomino (2008) estiman su población media nacional en alrededor de 1.270.000 ejemplares, señalando así mismo que la tendencia de la especie es incierta.

En la provincia de Córdoba, el Atlas anteriormente citado la señala como reproductora posible en ocho cuadrículas de Sierra Morena, Alto Guadiato y Los Pedroches con estimaciones de entre 100 y 999 parejas por cuadrícula (Purroy,

2003), dato que contrasta con publicaciones más recientes que clasifican a la especie exclusivamente como migratoria (Romero, 2012). En el sur del territorio provincial Purroy (2003) la señala como reproductora probable en una cuadrícula.

En cuanto a su hábitat de nidificación, éste ha sido estudiado en numerosas ocasiones en países como Reino Unido, pudiendo comprobarse la preferencia de estas aves por entornos arbustivos y herbazales y sin demasiada presencia de vegetación leñosa de porte arbóreo, normalmente en zonas rurales (Mason, 1976; Boddy, 1993; Halupka *et al.*, 2002). Ejemplos de entornos mencionados por estos autores son, entre otros, los setos, que actúan como linderos naturales entre explotaciones agrícolas y los zarzales rodeados de herbáceas altas, donde estos paseriformes se alimentan de insectos sin alejarse del nido (Stoate y Szczer, 2001). Este nicho de nidificación implica que la presión ganadera no sea elevada, que se respete en parte la vegetación natural y espontánea, de manera que la vegetación herbácea alcance un suficiente desarrollo, y que exista una suficiente cobertura vegetal del estrato arbustivo.

En la Península Ibérica las áreas más apropiadas para la reproducción vienen marcadas por tres variables ambientales: 1) preferencia por los lugares con menor insolación y con abundancia de bosques caducifolios y ríos; 2) amplio gradiente altitudinal, con la mayor abundancia por encima de los 2000 m, y la menor por de bajo de los 500 m; 3) sus hábitats preferidos son las formaciones arbustivas, aunque también ocupa formaciones

arboladas, siendo excepcional en otros medios (Carrascal *et al.*, 2005). En el estudio realizado en el Sistema Central sobre la distribución de las currucas en función de los pisos bioclimáticos, la especie alcanza una detección del 61,7% en las fresnedas y un 25,9% en melojares, ambos del piso supramediterráneo, y un 14,8% en los piornales del piso oromediterráneo. En el piso mesomediterráneo la mayor frecuencia se alcanza en los sotos con un 6,5%, mientras que en encinares y en cultivos de cereales la frecuencia se reduce a un 5,7% y un 1,4% (Tellería y Potti, 1984).

En relación a la fenología de la migración, durante el paso primaveral la mayor intensidad migratoria se registra en abril y mayo (SEO/BirdLife, 2012). Para la provincia de Córdoba, en el periodo

2005-2019, exceptuando las observaciones de este estudio, se realizaron 94 registros en el periodo primaveral de los cuales el 5,3% corresponde a marzo, el 85,1% a abril y el 9,6% a mayo (Observation.org, 2020). Datos muy similares se registraron en eBird, para un total de 56 registros, 5,4% fueron en marzo, 83,9% en abril y 10,7% en mayo (eBird España, 2020).

Material y métodos.-

La zona de estudio está incluida en la unidad biogeográfica denominada Campiña Baja (Domínguez, 1988). Su paisaje está caracterizado por una sucesión de lomas y vallonadas formadas fundamentalmente sobre las margas y areniscas miocenas de la Cuenca del Guadalquivir (Guzmán, 2004). El piso bioclimático



Figura 1. Panorámica de la zona de estudio

oscila entre el termomediterráneo superior y mesomediterráneo inferior según la altitud (Piñas *et al.*, 2009). Estas condiciones propician que estas tierras sean muy favorables al cultivo de secano y, por consiguiente, la vegetación natural queda limitada, generalmente, a las márgenes de la red fluvial y a las zonas con mayor pendiente. Como consecuencia de lo anterior, son escasos los reductos con vegetación leñosa, uno de ellos es el Monte de la Morena (Figura 1).

El sector del Monte de la Morena viene definido por un sistema de relieves escarpados con cotas en torno a los 320 m.s.n.m., desarrollado sobre afloramientos de areniscas miocenas en las que descansan materiales conglomeráticos propios de las terrazas fluviales del Guadalquivir (Ramírez *et al.*, 1973). El conjunto está formado por seis bandas de entre 300 y 1000 metros de longitud, y 40 y 90 metros de anchura; y aisladas entre ellas por cultivos herbáceos de secano, aunque recientemente se está sustituyendo por olivar.

El área de estudio se centra en uno de estos escarpes que linda con la carretera provincial CO-3204, coordenadas UTM (Datum: ETRS89) 30S 356542 4190911. La longitud es de 950 m y una anchura media de 80 m. Presenta una pendiente aproximada de 45° siendo su exposición norte y nordeste. Desde el punto de vista de la vegetación pueden diferenciarse dos zonas. La ladera norte se caracteriza por una mayor cobertura total leñosa y por el predominio del estrato arbolado, casi exclusivamente representado por

encinas (*Quercus rotundifolia* Lam. 1785), pero también cuenta en la parte inferior con una orla de matorral espinoso caducifolio, con abundancia de majuelo (*Crataegus monogyna* Jack. 1775) y de varias especies de rosales (*Rosa spp.*). La vegetación leñosa de la ladera nordeste es globalmente menos densa, con claros ocupados por vegetación herbácea, y está dominada por matorrales xerofíticos, con presencia de acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris* L. 1753), lentisco (*Pistacia lentiscus* L. 1753) y coscoja (*Quercus coccifera* L. 1753), entre otras especies; no obstante, en su parte baja sigue existiendo una orla espinosa, al igual que en la ladera norte, con majuelos y rosales.

En relación a la climatología de la zona, el área pertenece al Clater 711 (Elena-Roselló, 1997), caracterizado por una temperatura media anual de 19,9 °C, media estival de 21,1 °C, media del mes más frío de 9 °C, precipitación media anual de 515 mm, precipitación media estival de 3,8 mm, precipitación media del mes de marzo de 72,5 mm, evapotranspiración potencial Thornthwaite anual 997,8 mm, 15 días de helada anuales, cero días de nevada anuales y 19 días de niebla anuales.

En cuanto a la metodología, señalar que en la visita realizada el 23/03/2019 se detectaron dos currucas zarceras macho cantando desde posaderos y en vuelo, en claro comportamiento territorial. A raíz de ahí, en las siguientes visitas se prestó especial atención a estas currucas, referenciando geográficamente algunos



Figura 2. Ámbitos de muestreo. Las siluetas indican la ubicación de los machos territoriales localizados.

de los machos territoriales con la aplicación ObsMapp (Figura 2) y realizando un recuento de su número mediante telescopio en la ladera de orientación noreste. En tres de las visitas se realizaron recorridos a pie por la carretera que transcurre en paralelo a lo largo de todo el escarpe. Durante el mes de mayo solo fue posible, por diversas circunstancias, realizar visitas de breve duración.

Resultados y discusión.-

En la Tabla 1 se relaciona el resultado de las visitas realizadas entre el 23/03/2020 y el 27/06/2020. En ellas se detallan la fecha de realización, el esfuerzo realizado y el comportamiento de los machos territoriales, indicando si

manifestaban un comportamiento territorial mediante el canto y si se detectó presencia de hembras en los territorios.

A raíz de estos datos la cuestión que se planteaba era si la presencia y el comportamiento de las currucas zarceras en el Monte de la Morena respondía a una sedimentación durante un determinado periodo migratorio de poblaciones más norteñas o, por el contrario, eran indicios de su reproducción en la zona. Para abordar esta cuestión se contrastaron las observaciones con los criterios que vienen utilizándose en los distintos atlas de aves reproductoras a la hora de asignar las categorías de “reproducción posible, probable o segura”.

En las instrucciones para la elaboración

Visitas al Monte de la Morena (Del 23/03/2020 al 27/06/2020)

Observadores	Fecha	Horario	Recorrido completo	Macho 1	Macho 2	Macho 3
Diego Peinazo	23/03/19	9:30-11:30	Sí		Cantando	Cantando
Diego Peinazo	30/03/19	10:20-12:00	Sí		Cantando	Cantando Pareja
José Márquez	31/03/19	17:00-18:00	No	Cantando		
				Cuatro machos adultos territoriales		
Diego Peinazo	14/04/19	20:20-21:30	No			Cantando
Diego Peinazo	15/04/19	12:40-13:30	Sí	Cantando	Cantando	Pareja
José Márquez, Fer Goytre	25/04/19	20:40-20:50	No		Cantando Pareja	
Diego Peinazo	18/05/19	16:30-17:15	Sí		Presencia	
José Márquez	02/06/19	9:20-9:30	No			
Diego Peinazo	27/06/19	13:10-13:25	No			

Tabla 1. Resultados obtenidos en los trabajos de campo

del III Atlas de Aves en Época Reproductora en España 2014-2017 (SEO/BirdLife, 2014) se definen los parámetros para asignar una categoría de reproducción a una cuadrícula 10x10 UTM (Tabla 2).

La primera dificultad a la hora de aplicar estos parámetros para indagar sobre la reproducción de la curruca zarcera en el Monte de la Morena ha sido la de determinar si la especie se encuentra en un “hábitat adecuado de cría”, y por tanto, si la sola observación de la especie o incluso la presencia de parejas son criterios suficientes para establecer a la especie como reproductora posible o probable. Como se señaló anteriormente, el área de reproducción de *Sylvia communis* corresponde fundamentalmente a la mitad norte peninsular, estando ausen-

te en gran parte del territorio andaluz. Además las preferencias de hábitat en cuadrante noroeste, como es el caso del Sistema Central, en los que la especie es más frecuente, son las que corresponden al piso supramediterráneo y, en menor medida, a los piornales del piso oromediterráneo, siendo bastante más escasa en encinares y cultivos de cereales en el piso mesomediterráneo (Tellería y Potti, 1984). Por tanto, el Monte de la Morena por su ubicación geográfica y por sus características bioclimáticas no sería un hábitat frecuentado por la curruca como reproductora. Si a lo anterior se le añade que es un ave habitual en migración, incluso, que no es raro observar macho y hembra juntos en los pasos, los criterios “1” y “3” no deben considerarse en sí mismos como apropiados para asignarle

0. NO REPRODUCTOR O PRESUMIBLEMENTE NO REPRODUCTOR (No se reproduce con seguridad en la cuadrícula o se sospecha que está en migración, es divagante, se encuentra en un área de alimentación, etc.)
A. REPRODUCCIÓN POSIBLE
1. Especie observada en época reproductora y en posible hábitat de cría
2. Macho cantando o presente (se oye canto territorial) en época de cría
B. REPRODUCCIÓN PROBABLE
3. Pareja observada en época y hábitat adecuado de cría
4. Especie observada en aparente comportamiento territorial en dos o más diferentes días en la misma semana en el mismo lugar
5. Comportamiento de cortejo
6. Visita a posible nido
7. Adulto con comportamiento de celo o llamadas de celo
8. Placa incubatriz observada en adulto en mano
9. Construcción de nido o excavación de agujeros
C. REPRODUCCIÓN SEGURA
10. Comportamiento de distracción o defensa de territorio
11. Nido usado o restos de huevos
12. Pollos recién volados (pollos nidícolas) o muy pequeños (pollos nidífugos)
13. Adultos en la proximidad de nidos o agujeros que indiquen su ocupación o incubando
14. Adulto con saco fecal o alimento para pollos
15. Nido con huevos
16. Nido con pollos vistos u oído

Tabla 2. Criterios seguidos en III Atlas de Aves en Época Reproductora en España 2014-2017 (SEO/Bird-Life, 2014) para asignar categorías de reproducción

el estatus de reproductora. Por lo cual, han de ser otros los que deben ser tenidos en cuenta a la hora de establecer la probabilidad de su reproducción.

En este sentido, en seis de las nueve visitas realizadas se observaron machos cantando, tanto desde posaderos al descubierto como en vuelo. Aunque los machos suelen cantar tanto en la inver-

nada como en la migración (Shirihai *et al.*, 2001), la intensidad con la que estos se realizaron acompañados además de vuelos danzantes, son señal de comportamiento territorial (criterio “2”), y manifestación de celo, (criterio “7”), y, por consiguiente, indicios de reproducción.

Con todo, lo más relevante fue la presencia de machos territoriales durante

periodos prolongados, en algunos casos superiores al mes. Si bien es cierto que la especie se sedimenta durante periodos de hasta 20 días en la migración post-nupcial, durante los pasos prenupciales esta estancia es mucho más reducida (Aparicio, 2014).

En este contexto, la presencia de al menos cuatro machos territoriales y la observación de dos parejas refuerzan la asignación como reproductora probable al área estudio. En cuanto a las zonas que con preferencia ocupa el ave en el área de estudio, se enumerarían las laderas de umbría y en las que predominan el matorral menos denso, en coherencia con las preferencias que muestra la especie. En relación al periodo de ocupación del territorio, las aves fueron detectadas desde finales de marzo, es decir, un mes antes de lo habitual en otras zonas de España y de Europa, donde los comportamientos territoriales o incluso la llegada de los primeros ejemplares se hace patente a finales de abril y en muchos casos bien entrado el mes de mayo (Payevsky, 1999). Este desfase temporal podría deberse a que a nivel nacional las poblaciones reproductoras estudiadas de la curruca zarcera pertenecen a la mitad norte peninsular o a zonas de montaña.

Conclusiones.-

A partir de las observaciones realizadas se puede considerar que la curruca zarcera es un reproductor probable en la Campiña de Córdoba, quedando pendiente nuevos estudios en los que se determine con seguridad su reproducción así como le detección de nuevas zonas de cría. En otro orden de cosas, los autores con-

sideran que el amplio periodo migratorio y el canto de machos durante la migración ha podido sobreestimar la extensión de las poblaciones reproductoras de esta curruca en la provincia de Córdoba. Por tanto, creemos importante prestar mayor atención a esta especie y registrar todos los indicios de reproducción con el mayor detalle, con el objetivo de determinar con exactitud su área de reproducción. En esta línea, es conveniente prospectar los linderos y orlas espinosas freatofíticas, así como las manchas de matorral de umbría en espacios agrícolas como lugares propicios para su reproducción.

Por último, conviene señalar la importancia de conservar y poner en valor los bosques islas no solo por constituir importantes refugios de biodiversidad en zonas dominadas por cultivos u otras explotaciones agrícolas (Martín *et al.*, 2013) sino también por ser hábitat de algunas especies poco frecuentes en nuestra provincia.

Agradecimientos.-

A Rafa Tamajón, Juan Manuel Delgado Marzo y Miguel Ángel Núñez por su asesoramiento sobre la flora y geología del Monte de la Morena.

Bibliografía.-

Aparicio, R. J. 2014. *Curruca zarcera – Sylvia communis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

- Boddy, M. 1993. Whitethroat *Sylvia communis* population studies during 1981-91 at a breeding site on the Lincolnshire coast. *Ringing & Migration*, 14: 73-83.
- Carrascal, L. M., Weykan, S., Palomino, D., Lobo, J. M. y Díaz, L. 2005. *Atlas virtual de las aves terrestres de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales - CSIC. Madrid. Recuperado el 20 de abril de 2020, de Atlas Virtual de las Aves terrestres de España website: <http://www.lmcarrascal.eu/atlas/pdf/sylcom.pdf>
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. 2008. *Tamaño de población de las aves comunes en España en 2004-2006*. Sociedad Española de Ornitología/BirdLife, Madrid.
- Da Prato, S. R. D. y Da Prato, E. S. 1983. Movements of whitethroats *Sylvia communis* ringed in the British Isles. *Ringing & Migration*, 4: 193-210.
- Domínguez, E. 1988. La sectorización de Andalucía Occidental: bases para el establecimiento de sus unidades biogeográficas. *Lagascalia*, 15 (Extra): 75-89.
- eBird España 2020. *Córdoba, Andalucía, ES*. <https://ebird.org/spain/region/ES-AN-CO?yr=all> (consultado 19/04/2020).
- Elena-Roselló, R. Ed. 1997. *Clasificación bioclimática de la España peninsular y Baleares*. Ministerio de Agricultura, Madrid. 496 pp.
- Guzmán, J. R. 2004. *Geografía de los paisajes del olivar andaluz*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. 798 pp.
- Halupka, K., Borowiec, M., Karczewska, A., Kunka, A. y Pietrowiak, J. 2002. Habitat requirements of Whitethroats *Sylvia communis* breeding in an alluvial plain. *Bird Study*, 49: 297-299.
- Martín, J.; Fernández, L. y Uríos, G. 2013. *Los Bosques isla en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía. 195 pp.
- Mason, C.F. 1976. Breeding biology of the *Sylvia* warblers. *Bird Study*, 23: 213-232.
- Observation.org 2020. *Spain – Córdoba*. *Lista de Taxones*. https://observation.org/gebiet/species_list/140583 (consultado 19/04/20).
- Payevsky, V. A. 1999. Breeding biology, morphometrics, and population dynamics of *Sylvia* warblers in the Eastern Baltic. *Avian Ecology and Behaviour*, 2: 19-50.
- Piñas S, López M.L. y López M.S. 2009. *Andalucía: cartografía y áreas de sus bioclimas, continentalidad, termotipos y ombrotipos*. V Congreso Español de Biogeografía. 109-119. Biogeografía Scientia Biodiversitatis; 2008 Sep 9-12; Málaga, España. Málaga.
- Purroy, F.J. 2003. Curruca zarcera - *Sylvia communis*. Pp. 480-481. En: Atlas de las Aves Reproductoras de España. Martí, R., Del Moral, J. (Eds.). Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de

la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.

Ramírez, L., Castelló, R. y Armengot, J. 1973. *Mapa geológico y Memoria de la Hoja nº 923 (Córdoba)*. Mapa Geológico de España E. 1:50.000 ITGE, 1973.

Romero, R. 2012. *Rutas para ver aves y naturaleza en Sierra Morena. 4: Sierra Morena Cordobesa*. Editorial La Serranía, Cádiz, 240 pp.

SEO/BirdLife. 2012. *Análisis preliminar del banco de datos de anillamiento de aves del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, para la realización de un atlas de migración de aves de España*. SEO/BirdLife-Fundación Biodiversidad. Madrid.

SEO/BirdLife 2014. *III Atlas de aves en época reproductora en España 2014-2017*. <http://www.seguimientoaves.org> (consulta 30/03/2020)

Shirihai, H., Gargallo, G. y Helbig, A. 2001. *Sylvia warblers. Identification, taxonomy and phylogeny of the genus Sylvia*. Christopher Helm, London. 576 pp.

Stoate, C. y Szczur, J. 2001. Whitethroat *Sylvia communis* and Yellowhammer *Emberiza citrinella* nesting success and breeding distribution in relation to field boundary vegetation. *Bird Study*, 48: 229-235.

Svensson, L., Mullarney, K. y Zetterström, D. 2010. *Guía de aves. España, Europa y región mediterránea*. Barcelona, España. Ediciones Omega. 448.

Tellería, J.L. y Potti, J. 1984. La distribución de las currucas (G. *Sylvia*, Cl. Aves) en el Sistema Central (España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 93-103.



Jose Márquez

Imagen de una curruca zarcera tomada en la zona de estudio

Biodiversidad piscícola en varios ecosistemas acuáticos de las provincias de Córdoba y Jaén

Fish biodiversity in several aquatic ecosystems in the provinces of Cordoba and Jaen

José Ignacio Morales-Mata¹, Rosa Curros-Ruiz² y Ramón J. De Miguel-Rubio³

1. *ignacio.morales.mata@gmail.com*

2. *currosrosa@gmail.com*

3. *ramon@guadalictio.es*

Resumen.-

En este trabajo se recogen parte de los datos obtenidos a través de muestreos piscícolas con fines divulgativos llevados a cabo mediante pesca eléctrica (tramos superficiales vadeables) y redes (tramos más profundos no vadeables) entre 2018 y 2019 en distintos cursos fluviales y embalses de las provincias de Córdoba y Jaén. En concreto, se muestrearon cuerpos de agua pertenecientes a los municipios de Iznájar, Espiel, El Viso y la propia Córdoba. En la provincia de Jaén, los muestreos se llevaron a cabo en Cárcheles, Bailén, Carboneros, Navas de San Juan, Puente de Génave y los Villares de Jaén. Los resultados muestran la escasa presencia de comunidades de peces autóctonas bien conservadas, por lo que sería necesario poner en marcha proyectos de conservación o aplicar figuras de protección específicas en aquellos cursos fluviales que aún mantengan dichas comunidades.

Palabras clave: fauna piscícola, conservación, Córdoba, Jaén.

Summary.-

This work collects part of the data obtained through fish sampling for educational purposes carried out by electrofishing (wading sections) and nets (deeper non-wading sections) between 2018 and 2019 in different river courses and reservoirs in the provinces of Cordoba and Jaen. Specifically, water bodies belonging to the municipalities of Iznajar, Espiel, El Viso and Cordoba itself were sampled. In the province of Jaen, sampling was carried out in Carcheles, Bailen, Carboneros, Navas de San Juan, Puente de Genave and Los Villares de Jaen. The results show the scarce presence of well-preserved native fish communities, so it would be necessary to implement conservation projects or apply specific protection figures in those river courses that still maintain these communities.

Keywords: fish fauna, conservation, Cordoba, Jaen.

Introducción.-

Actualmente, el estado de conservación de nuestros ríos y de la ictiofauna que habita en ellos es muy variable (Fernández-Delgado *et al.*, 2014). Las acciones derivadas de la actividad humana, como la construcción ilegal de pozos que extraen grandes volúmenes de agua del caudal de los ríos o de los acuíferos que los nutren, vertidos industriales localizados pero muy contaminantes, escasa o nula depuración de las aguas residuales municipales, son unas de las principales causas de este impacto (De Miguel *et al.*, 2016). Asimismo, existe una fuerte correlación entre la estructura del hábitat y las asociaciones de peces, lo que implica que la fragmentación y la modificación del hábitat fluvial pueden tener efectos profundos sobre la integridad biótica (Alexandre y Almeida, 2009, Solera y Aguilera, 2010). Todos estos factores, sumados a la introducción de especies invasoras, en su mayoría con motivos recreativos, hacen que decaiga el estado de conservación de nuestras comunidades autóctonas (Clavero y Hermoso, 2011).

El objetivo de este trabajo es dar una visión del estado de conservación que muestran algunos cursos fluviales y embalses de Córdoba y Jaén en cuanto a sus especies piscícolas, tratando además de explicar cómo han llegado a tal situación (calidad de las aguas, vertidos, fragmentación, etc).

Material y métodos.-

Se han estudiado diversos tramos vadeables y algunos no vadeables de municipios de la provincia de Córdoba (Tabla

1): Iznájar (río de la Hoz, embalse de Iznájar y arroyo de Priego), El Viso (río Guadamatilla, embalse de la Colada y río Zújar), Espiel (río Guadiato, embalse de Puente Nuevo, río Guadalbarbo, río Névalo y río Benajarafe), Córdoba (arroyo Pedroche, arroyo Guadalbarbo, arroyo Bejarano y arroyo Rabanales). Por otro lado, también se muestreó en la provincia de Jaén (Tabla 1): río Guadabullón en Cárcheles, río Rumblar en Bailén, río Renegadero en Carboneros, río Guadalimar en Navas de San Juan y en Puente de Génave y el río Eliche en Los Villares de Jaén.

Para la realización de los muestreos se han utilizado dos técnicas: 1) pesca eléctrica, en los tramos vadeables de menos de 1.4 metros de profundidad (Fig. 1) y 2) nasas y redes de branquias, en los tramos no vadeables (Fig. 2).

La pesca eléctrica es una técnica que consiste en la aplicación de una corriente eléctrica continua creada por unas baterías o un generador de combustión, que se regula mediante un rectificador y es aplicada a la masa de agua a través de un polo positivo, o ánodo (en forma de electro-sacadera), y un polo negativo, o cátodo. Entre ambos polos, se crea un campo eléctrico por el que los peces son atraídos, y cuando se encuentran dentro del mismo, quedan temporalmente paralizados, con lo que se facilita su captura. Al cesar la corriente, si ésta ha sido correctamente aplicada en función de la conductividad del agua, los peces tardan pocos segundos en recuperar la movilidad y son transportados en un recipiente aislante hasta que una vez identificados y procesados, sean de nuevo devueltos

Municipio	Tramo	Coordenadas UTM	
		x	y
Iznájar	Embalse de Iznájar	380848	4128969
	Río de la Hoz	382255	4130952
	Arroyo de Priego	385231	4125288
Espiel	Embalse de Puente Nuevo	322600	4224951
	Río Guadiato	313734	4233581
	Río Guadalbarbo	325657	4233378
	Río Névalo	300895	4208389
	Río Benajarafe	300969	4208429
El Viso	Embalse de La Colada	324177	4262071
	Río Guadamatilla 1	323659	4260342
	Río Guadamatilla 2	320911	4274488
	Río Guadamatilla 3	316595	4280495
	Río Guadamatilla 4	317207	4283131
	Río Zújar	312454	4283037
	Río Guadarramilla	331291	4259606
Córdoba	Arroyo Pedroche	344570	4197667
	Arroyo Rabanales 1	348083	4198967
	Arroyo Rabanales 2	347700	4196456
	Arroyo Guadalbarbo	351872	4200859
	Arroyo Bejarano	335578	4200521
Jaén	Cárcheles (Río Guadalbullón)	446436	4166989
	Bailén (Río Rumberal)	427118	4222310
	Carboneros (Río Renegadero)	441530	4236707
	Navas de San Juan (Río Guadalimar)	475782	4219806
	Puente de Génave (Río Guadalimar)	516413	4245185
	Los Villares de Jaén (Río Eliche)	427755	4172387

Tabla 1. Municipios y tramos muestreados georreferenciados en la provincia de Córdoba y Jaén (las coordenadas vienen indicadas en UTM (x,y), sistema de referencias de coordenadas WGS84 y huso 30S).

al agua. Este tipo de pesca se contempla como la más rápida, eficaz y una de las menos agresivas para los peces (Lobón-Cerviá, 1991). Sin embargo, para el muestreo de masas de agua no vadeables, como embalses o tramos de río de

mayor profundidad, se ha recurrido al uso de nasas y redes de branquias durante un período de aproximadamente 24 horas (De Miguel et al., 2016).



Rosa Curros

Figura 1. Muestreo mediante pesca eléctrica.



Ramón J. de Miguel

Figura 2. Muestreo mediante redes de branquias.

plares de barbo (*Luciobarbus sclateri*, Günther, 1868), y de boga (*Pseudochondrostoma willkommii*, Steindachner, 1866), dos especies autóctonas. También, se capturaron algunos alburnos (*Alburnus alburnus*, Steindachner, 1866) (Resumen de los resultados, ver Tabla 2), especie invasora. La presencia de tan solo dos especies autóctonas en este tramo puede deberse a un proceso de extinción puntual de los peces autóctonos que pudieran haber coexistido en esta localidad, como, por ejemplo, cacho (*Squalius pyrenaicus*, Günther, 1868) y colmilleja (*Cobitis paludica*, de Buen, 1930), presentes en cursos cercanos (Fernández-Delgado *et al.*, 2014). Esto pudo haberse debido a la desecación del río tras un periodo de sequía extrema o a alguno de los vertidos de alpechín que, hasta hace pocas décadas, eran comunes en la zona. Tras la extinción, se recuperaron parte de las características del curso de agua, siendo capaces de recolonizar el tramo únicamente las especies potádromas como el barbo y la boga, procedentes de aguas abajo (del río Genil o del embalse de Iznájar). Por otro lado, a lo largo de los años 90 se introduce alburno en un gran número de embalses de la península ibérica (como el situado aguas abajo), utilizado como pez pasto para especies piscívoras exóticas de gran interés para la pesca deportiva (Vinyoles *et al.*, 2007). Esta especie invasora (Da Silva *et al.*, 2019) es capaz de remontar los ríos aguas arriba para desovar (Matoño *et al.*, 2018), lo que explica su presencia en la zona, aunque debido a su menor abundancia, sólo se capturó en el primer muestreo (noviembre de 2018).

En el embalse de Iznájar se capturaron

Resultados y discusión.-

Provincia de Córdoba:

Iznájar

Las aguas pertenecientes al término municipal de Iznájar han sido muestreadas seleccionando tres tramos (Tabla 1). En el río de la Hoz, se capturaron ejem-

barbos y bogas especies nativas potá-dromas con alta valencia ecológica. En cambio, las especies exóticas invasoras fueron las más abundantes debido a la estrecha relación entre este lugar y la pesca deportiva. Se capturó carpa (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758), black-bass o perca americana (*Micropterus salmoides*, Lacépède, 1802), percasol (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus, 1758) y alburno. Además, se capturó gambusia (*Gambusia holbrooki*, Agassiz, 1859), introducida en 1921 como remedio contra el paludismo, por ser una especie que se alimenta de larvas de dípteros (Pérez-Bote y López, 2005) y hoy día prolifera en cualquier cuerpo de agua. Asimismo, hay que añadir la presencia de siluro (*Silurus glanis*, Linnaeus, 1758), no capturada por nosotros, pero de la que existen numerosos testimonios (Moreno-Valcárcel et al., 2013). Esta especie exótica está ligada a la pesca deportiva (Pérez-Bote y Roso, 2011).

En el arroyo de Priego tan solo se capturó un black-bass errante en la zona de la desembocadura del arroyo en el pantano. El muestreo se realizó en noviembre de 2018, justo después de un periodo de lluvias. En ese momento, el caudal procedía de la escorrentía superficial. Este arroyo suele secarse en verano, lo que impide el establecimiento de comunidades piscícolas permanentes.

Espiel

Las aguas pertenecientes al término municipal de Espiel han sido muestreadas seleccionando cinco tramos (Tabla 1).

El primer curso muestreado en Espiel corresponde al río Guadiato, en concreto, a un tramo localizado entre dos embalses, el de Sierra Boyera, situado en Belmez, y el de Puente Nuevo, en Espiel. El barbo fue la única especie nativa de dicho tramo (Resumen de los resultados,

Tramo	Especies	Abundancia
Río de la Hoz	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Baja
Embalse de Iznájar	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	Alta
	Black bass (<i>Micropterus salmoides</i>)	Alta
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Baja
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Alta
	Siluro (<i>Silurus glanis</i>)	Desconocida
Arroyo de Priego	Black bass (<i>Micropterus salmoides</i>)	Baja

Tabla 2. Especies y abundancia relativa de las mismas en los distintos tramos muestreados en Iznájar.

ver Tabla 3). Probablemente, debido a su localización, predominan especies ligadas a la pesca deportiva en los embalses, capturando percasol, gambusia, alburno y carpa. Estos ejemplares proceden tanto de los tramos altos, como de los bajos, ya que el escaso caudal que se libera del embalse de Sierra Boyera hace que algunas invasoras puedan remontar el río al encontrar grandes pozas de agua estancada. El agua de estas charcas puede ser de poca calidad al provenir en su mayoría de la depuradora situada en Belmez y de industrias de la periferia del pueblo, junto con vertidos que provienen de la potabilizadora. Esto permite únicamente la presencia de especies más resistentes a la contaminación. En cuanto a las especies introducidas, muchos ejemplares mueren al tratar de remontar el río y encontrarse con barreras químicas, siendo capaces de resistir muy pocos individuos. La gambusia y el percasol son especies características de estas zonas, proliferando en aguas estancadas (Pérez-Bote y López, 2005). La carpa, que suele proceder de los embalses, es otra especie capaz de resistir esta contaminación orgánica (Chang *et al.*, 2019).

En el embalse de Puente Nuevo, encontramos únicamente especies introducidas para la pesca deportiva, como la carpa, donde al igual que en el resto de España, la especie se distribuyó y proliferó enormemente, comparadas con las escasas localizaciones históricas (Clavero y Villero, 2014), gracias a la construcción generalizada de embalses y regulación de caudales en el siglo XX (Clavero *et al.*, 2004). El black-bass, junto con sus peces cebo, el alburno y el percasol (este último también aparentemente introducido

en España por motivos de acuariofilia) (Nicola *et al.*, 1996; Godinho y Ferreira, 2014), completaron la fauna piscícola de la zona. A esto hay que sumar la presencia de pez gato negro (*Ameiurus melas*, Rafinesque, 1820), que como en otras zonas de España (Elvira *et al.*, 1998), probablemente fue introducido para la pesca deportiva. En cuanto a las especies autóctonas se puede afirmar que se están viendo desplazadas por las invasoras, al no capturarse ninguna de ellas.

En noviembre de 2018 se pescó el río Guadalbarbo, que había permanecido seco en el periodo estival, sin capturas. En el momento del muestreo el caudal que presentaba el río provenía seguramente de unas precipitaciones previas. Esto pudo ser el causante de la ausencia de peces en este tramo. Fuera de la primavera, parece que no suelen encontrarse especies piscícolas, ya que de los ejemplares que lo recolonizan en primavera, los adultos vuelven aguas abajo y los juveniles suelen morir a causa de la sequía. Por tanto, en invierno tampoco es habitual encontrar peces.

Los tramos del río Névalo y del río Benajárfate, se encuentran en la parte más occidental del término municipal, y pertenecen a la cuenca del Bembézar. Este entorno presenta una baja densidad de población humana, lo que va a repercutir positivamente en la comunidad de peces de la zona, siendo este el punto caliente más importante en cuanto a biodiversidad piscícola autóctona de la cuenca del Guadalquivir (Fernández-Delgado *et al.*, 2014) y posiblemente, junto al Zújar, de toda la provincia de Córdoba. El entorno está principalmente ocupado por monte

mediterráneo, destinado a la caza mayor. Ambos enclaves están ubicados agua arriba del embalse del Bembézar, siendo el régimen de estos cursos típicamente mediterráneo, con pozas aisladas en verano, riadas en otoño y agua corriente durante invierno y primavera. Todas estas circunstancias hacen posible la presencia de especies autóctonas típicas de nuestra geografía, apareciendo en los muestreos de ambos ríos: barbo, boga, cacho, colmilleja, calandino (*Squalius alburnoides*, Steindachner, 1866), pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*, Steindachner, 1866) y jarabugo (*Anaocypris*

hispanica, Steindachner, 1866), esta última, una de las especies endémicas más amenazadas. Las únicas especies exóticas invasoras fueron algunos ejemplares adultos de percasol y alburno, que habrían sido capaces de remontar el río desde el embalse y colonizar estas zonas. Al encontrar sólo ejemplares adultos, pensamos que estos han aparecido recientemente y aún no ha habido reproducción, por lo que se estaría a tiempo de iniciar un programa de erradicación y posible aislamiento del tramo para que no pudiera ser recolonizado de nuevo por las exóticas.

Tramo	Especies	Abundancia
Río Guadiato	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Alta
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Alta
	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	Baja
Embalse de Puente Nuevo	Black bass (<i>Micropterus salmoides</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	Alta
	Pez gato negro (<i>Ameiurus melas</i>)	Baja
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Alta
Río Guadalbarbo	Sin capturas	-
Ríos Benajarafe y Névalo	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Baja
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Baja
	Pardilla (<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>)	Baja
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta
	Jarabugo (<i>Anaocypris hispanica</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Baja
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Baja

Tabla 3. Especies y abundancia relativa de las mismas en los distintos tramos muestreados en Espiel.

El Viso

Las aguas pertenecientes al término municipal de El Viso han sido muestreadas seleccionando siete tramos (Tabla 1).

El punto fluvial más alto localizado en el Viso se encuentra en el río Guadamatilla (1), aguas arriba del embalse de la Colada. Este curso de agua discurre desde el término de Fuente la Lancha, hasta el embalse de la Colada. En verano este tramo permanece prácticamente seco, con solo un par de pozas. Éstas, permiten mantener algunos ejemplares de calandino (Resumen de los resultados, ver Tabla 4) que más tarde, en invierno, cuando el río recupera su caudal, son la única especie que puebla la zona. Pueden existir algunas especies invasoras que remontan el tramo hasta cierto punto mientras los caudales sean bajos, con escasa corriente. Sin embargo, con las primeras riadas, estas especies probablemente sean arrastradas y devueltas nuevamente al embalse.

En el embalse de la Colada, las especies invasoras de interés deportivo son las dominantes. Debido a la reciente construcción del embalse, se pueden capturar las dos especies de pez gato citadas hasta ahora en España, el pez gato negro y el pez gato punteado (*Ictalurus punctatus*, Rafinesque, 1820), ambos introducidos con fines recreativos. El pez gato punteado es una nueva especie invasora que está comenzando a expandirse por Andalucía debido a la afición que empieza a presentarse por la vecina comarca de La Serena. Carpa, carpín (*Carassius auratus* x *Carassius gibelio*, Bloch, 1782) (Ribeiro et al., 2015), percasol

y gambusia, completaron el listado de exóticas del embalse. Como especies autóctonas, encontramos dos endemismos del Guadiana, el barbo comizo (*Luciobarbus comizo*, Steindachner, 1864) y el barbo cabecicorto (*Luciobarbus microcephalus*, Almaça, 1967), ambas bien adaptadas a los sistemas lénticos como el de este cuerpo de agua (Doadrio et al., 2011). Finalmente, se detectaron poblaciones de calandinos, aunque debido a la fuerte presión que ejercen las especies piscívoras invasoras sobre esta especie, su continuidad puede verse comprometida en los próximos años (Pereira y Vitule, 2019).

El río Guadarramilla es un tributario del embalse de la Colada por su parte oriental. Este río va acumulando vertidos insuficientemente tratados, procedentes de Pozoblanco, Añora, etc., que dan lugar a una excesiva contaminación que impide la vida piscícola, a excepción de alguna gambusia (especie altamente resistente a la falta de oxígeno en el agua). En época de sequía, aumenta la concentración de fosfatos y nitratos en sus aguas, que da lugar a una acusada eutrofización, que resulta en una explosión (“bloom”) de algas y cianobacterias que ocasionalmente provoca la muerte de los peces de la parte del embalse donde desemboca el Guadarramilla.

Más abajo, se muestreó de nuevo el río Guadamatilla (2) en un primer punto bajo el embalse de la Colada, justo debajo del puente de la carretera de Belalcázar a Santa Eufemia. Aquí se localizó una poza, con tres especies autóctonas: calandino, colmilleja y pardilla. Sin embargo, 100 metros más arriba, en el

Tramo	Especies	Abundancia
Río Guadamatilla (1)	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Baja
Embalse de la Colada	Pez gato negro (<i>Ameiurus melas</i>)	Baja
	Pez gato punteado (<i>Ictalurus punctatus</i>)	Alta
	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	Alta
	Carpín (<i>Carassius auratus</i> x <i>Carassius gibelio</i>)	Alta
	Barbo comizo (<i>Luciobarbus comizo</i>)	Baja
	Barbo cabecicorto (<i>Luciobarbus microcephalus</i>)	Baja
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Alta
Río Guadarramilla	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Baja
Río Guadamatilla (2)	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Baja
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Baja
	Pardilla (<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>)	Baja
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Alta
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Carpín (<i>Carassius auratus</i> x <i>Carassius gibelio</i>)	Alta
Río Guadamatilla (3)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Baja
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Baja
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Baja
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Baja
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Baja
Río Guadamatilla (4)	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Baja
Río Zújar	Barbo comizo (<i>Luciobarbus comizo</i>)	Alta
	Barbo cabecicorto (<i>Luciobarbus microcephalus</i>)	Baja
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Alta
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Alta

Tabla 4. Especies y abundancia relativa de las mismas en los distintos tramos muestreados en El Viso.

puente del molino de Pellejeros, se localizaba otra poza bastante más grande, donde ya sí aparecieron especies invasoras (gambusia, percasol y carpín). Llama la atención como dos pozas tan poco distantes presentaban comunidades de peces tan distintas. En octubre se repitió el muestreo en la poza del puente del molino de Pellejeros, con un volumen de agua mucho más reducido que en primavera. En este último muestreo solo se registró gambusia y colmilleja.

Se volvieron a realizar nuevos muestreos en el río Guadamatilla (3), pero en esta ocasión varios kilómetros aguas abajo del embalse de la Colada. Aquí encontramos un tramo que pasa por diferentes estadios a través de las distintas estaciones. En invierno, con un gran caudal, dominaban totalmente las especies autóctonas (barbos, bogas, calandinos y colmillejas). Sin embargo, debido a la sequía que atravesamos en los últimos años, el río reduce su caudal y comienzan a formarse pequeñas pozas donde únicamente encontramos gambusias. Posteriormente, al final del estiaje el río se seca totalmente, acabando con la vida piscícola en el tramo, y volviendo a reiniciarse el ciclo al año siguiente.

La desembocadura del río Guadamatilla (4), cuando se junta con el río Zújar, es la zona de inicio de la cola del embalse de La Serena, y límite del término municipal de El Viso. Cuando se muestreó esta zona en otoño, presentaba un gran volumen de agua. Teniendo en cuenta que en los meses anteriores el tramo había permanecido seco, a excepción de algunos charcos húmedos, se consiguieron capturar ejemplares de colmilleja.

Esto probablemente se debe a que se trata de un pez extremadamente resistente a la sequía. En muestreos de este mismo trabajo se ha comprobado que es capaz de aguantar el estiaje enterrado en arena húmeda. Sin embargo, en veranos demasiado secos, donde desaparezca completamente la humedad, estos mismos individuos verán comprometida su supervivencia. Además de las colmillejas, se capturaron algunos ejemplares erráticos de percasol, probablemente provenientes de la cola del embalse.

Para finalizar en este término municipal, se muestreó el río Zújar, en unas pozas con un gran volumen de agua ligeramente eutrofizada, desde el puente de la carretera de Cabeza de Buey (Badajoz), hasta la cola del embalse de la Serena. Se registró la presencia de barbo comizo y barbo cabecicorto, además de boga y calandino. La cercanía del embalse de La Serena se hizo notar, al encontrar también percasol y gambusia.

Córdoba (municipio)

Las aguas pertenecientes al término municipal de Córdoba han sido muestreadas seleccionando cuatro tramos (el tramo de Rabanales a su vez se subdivide en dos) (Tabla 1).

Los arroyos más próximos a la ciudad suelen presentar un buen estado de conservación en contra de lo que cabría esperar. Esto se debe a que sus áreas de drenaje están cubiertas de bosque mediterráneo medianamente bien conservado y a una baja densidad humana. Además, se trata de arroyos que no suelen secarse en verano, ya que muchos

de ellos presentan bastantes veneros, y se encuentran en cierta medida aislados del cauce principal del Guadalquivir mediante obstáculos físicos o químicos (p.ej. tramos con una alta concentración de aguas residuales sin tratamiento) que dificultan el remonte de las especies invasoras presentes en el cauce principal (Hermoso *et al.*, 2018).

Arroyo Pedroche

Recoge bastante agua de distintos puntos. Su tramo final se encuentra muy modificado debido al entubado y soterramiento que presenta desde la ctra. nacional hacia Madrid, hasta su desembocadura en distintos puntos del Guadalquivir. Esta barrera produce un aislamiento del Guadalquivir con un doble beneficio para la conservación de la comunidad piscícola, ya que, por un lado, dificulta la colonización de las especies exóticas procedentes del cauce principal del Guadalquivir y, por otro, mantiene las especies autóctonas propias de la zona, como barbo, calandino, cacho y colmilleja, a excepción de las migradoras como la anguila, que no puede acceder al tramo debido a las presas que regulan el caudal del gran río aguas abajo (Resumen de los resultados, ver Tabla 5).

Arroyo Guadalbarbo

Este caso es similar al anterior, ya que la presencia de barreras artificiales en la desembocadura impide que las especies exóticas del Guadalquivir puedan remontar hacia el arroyo. Un dique de hormigón aguas abajo de Alcolea actúa como obstáculo para que las exóticas no puedan remontar el tramo. Es por ello

que aguas arriba existe una comunidad de peces formada exclusivamente por especies autóctonas como barbo, colmilleja, pardilla, calandino y boga, cuya presencia fue confirmada en muestreos diferentes a los que se presentan aquí.

Arroyo Bejarano

En este arroyo tan solo encontramos una especie, el cacho. Una posible hipótesis, basada en numerosas infraestructuras hidráulicas que aún se pueden encontrar semienterradas en la zona y cuyo objetivo era desviar agua potable hacia la ciudad en la antigüedad, pudiera explicar que en algún momento de la historia del arroyo, se desviase gran parte del agua por algún tipo de conducto. Esto podría haber provocado un episodio de extinción local de las especies que habitaban el cauce original. Posteriormente, bien debido a una reintroducción por parte del hombre, o bien a causa de la supervivencia de algunos ejemplares, el cacho fue la única especie que consiguió volver a establecerse en el arroyo. Por otro lado, ninguna especie exótica ha sido capaz de colonizar el arroyo Bejarano y estabilizar una población, debido probablemente a los escalones de travertino formados por la elevada cantidad de carbonato cálcico, que impiden el remonte de las especies invasoras desde la desembocadura en el río Guadiato, fuente más probable de especies introducidas.

Arroyo Rabanales

En este curso se pueden diferenciar claramente dos zonas en función de la presencia o ausencia de exóticas. La primera, aguas arriba del campus uni-

versitario (1), donde encontramos barbo, boga, calandino, colmilleja y cacho. Este tramo se encuentra parcialmente aislado del cauce principal del Guadalquivir por la presencia de un denso cañaveral con pequeños escalones a través del canal que discurre por los polígonos industriales situados aguas abajo, que actúa como barrera y dificulta que las exóticas adaptadas a ecosistemas lénticos puedan colonizar tramos más altos.

En este punto cabe hacer una mención especial al alburno, ya que, aunque aún no ha alcanzado este primer tramo, sí consta que cada año están llegando a colonizar puntos más altos. La segunda zona estaría aguas abajo del campus (2), donde la comunidad de peces autóctonos se mantiene, a excepción del cacho, que desaparece o reduce drásticamente su población. En este tramo sobresale la zona localizada justo debajo del puente

Tramo	Especies	Abundancia
Arroyo Pedroche	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta
Arroyo Guadalbarbo	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Baja
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta
	Pardilla (<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Baja
Arroyo Bejarano	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Baja
Arroyo Rabanales (1)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Baja
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Baja
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Baja
	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Baja
Arroyo Rabanales (2)	Híbridos <i>Alburnus alburnus</i> x <i>Squalius alburnoides</i>	Baja
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Baja
	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	Baja
	Percasol (<i>Lepomis gibbosus</i>)	Baja
	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta

Tabla 5. Especies y abundancia relativa de las mismas en los distintos tramos muestreados en Córdoba capital.

de la carretera de Madrid, ya que es común encontrar híbridos entre alburno y calandino (este último usa el esperma de la especie invasora). Al alburno, hay que sumar como exóticas, percasol y gambusia, más ligados a la desembocadura del arroyo, siendo su hábitat tipo los sistemas lénticos y por lo tanto, es difícil que remonten excesivamente el arroyo.

Provincia de Jaén

Las aguas pertenecientes a los términos municipales de Jaén han sido muestreadas seleccionando seis municipios. (Tabla 1).

Cárcheles

El río Guadalbullón sufrió hace décadas continuos vertidos de alpechín que causarían la muerte de la mayoría de los peces que habitaban sus aguas. Hoy en día, únicamente el barbo ha sido capaz de volver a colonizar la zona (Resumen de los resultados, ver Tabla 6).

Bailén

En el río Rumblar, apenas se capturaron algunos gobios (*Gobio lozanoi*, Doadrio y Madeira, 2004) y lucios (*Esox lucius*, Linnaeus, 1758). Debemos destacar que en este tramo se producen repentinos

Tramo	Especie	Abundancia
Río Guadalbullón (Cárcheles)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
Río Rumblar (Bailén)	Gobio (<i>Gobio lozanoi</i>)	Baja
	Lucio (<i>Esox lucius</i>)	Baja
Río Renegadero (Carboneros)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta
	Black bass (<i>Micropterus salmoides</i>)	Baja
Río Guadalimar (Navas de San Juan)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Baja
	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Baja
	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)	Baja
Río Guadalimar (Puente de Génave)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta
	Boga (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	Alta
	Cacho (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	Alta
	Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	Alta
Río Eliche (Los villares de Jaén)	Barbo (<i>Luciobarbus sclateri</i>)	Alta

Tabla 6. Especies y abundancia relativa de las mismas en los distintos tramos muestreados en Jaén.

desembalses de agua hipolimnética (fría y poco oxigenada) desde el embalse del Rumblar, localizado aguas arriba, en Baños de la Encina, con lo cual, habría que estudiar el efecto de estos fenómenos en las especies autóctonas, sobre todo en los juveniles.

Carboneros

El río Renegadero, inmerso en dehesas, presentó una diversa comunidad de peces autóctonos con poblaciones abundantes de barbo, calandino, colmilleja y boga. No obstante, también se capturó black-bass como única especie invasora.

Navas de San Juan

En el río Guadalimar se pudieron identificar distintos ejemplares de barbo, boga y cacho. Sin embargo, el alburno también ha llegado a colonizar estas aguas.

Puente de Génave

En el tramo alto del río Guadalimar, se registraron abundantes poblaciones de cacho, boga, barbo y colmilleja.

Los Villares de Jaén

En el río Eliche, la presencia de una única especie, el barbo, nos confirmaba la extinción de otras especies de peces autóctonos tras los vertidos de alpechín que según nos informaron, eran frecuentes hace unas décadas, siendo esta especie la única capaz de recolonizar estas aguas.

Analizando de forma generalizada los cauces que hemos comentado en este

trabajo, podemos comprobar cómo los puntos calientes de biodiversidad de especies piscícolas autóctonas suelen estar relacionados con un uso del suelo poco antropizado en el área de drenaje. En cambio, las exóticas suelen estar ligadas a la influencia de un embalse o un cauce que proceda del mismo, siendo capaces de colonizar prácticamente todos los lechos fluviales, a excepción de aquellos donde se interponga una barrera (natural o artificial) que impide su avance, o estén localizados en tramos incipientes que sigan un régimen de caudales con riadas en otoño-invierno para arrastrar a los ejemplares exóticos que hayan intentado remontar.

Actualmente, se siguen introduciendo ilegalmente nuevas especies en nuestros cursos fluviales de las que desconocemos el grado de amenaza que pueden representar para el ecosistema fluvial, como es el caso del pez gato punteado. Asimismo, la hibridación entre especies autóctonas e invasoras, como está ocurriendo entre el calandino y el alburno, conduce a una pérdida de biodiversidad y representa otro de los factores problemáticos de conservación a tener en cuenta.

Es importante destacar la importancia de depurar correctamente las aguas por parte de las entidades públicas y privadas, ya que evitaría nuevos casos de mortandad o seguir creando condiciones más favorables para las especies exóticas invasoras.

El arrastre de suelo fértil debido a la escorrentía en zonas de cultivo, sumada a diversos vertidos en diferentes tramos aquí citados, provoca el aumento de la turbidez de las aguas. Ante esta situa-

ción, el barbo se presenta como la única especie autóctona capaz de volver a colonizar estos tramos y sobrevivir en ellos según hemos visto en los resultados de este trabajo. Esto parece recaer en la presencia de barbillones en su morfología, lo que supone una ventaja adaptativa, ya que es capaz de localizar los pequeños invertebrados de los que se alimenta pese a la turbidez del agua. Sin embargo, otras especies que se basan en la visibilidad para capturar sus presas y carecen de órganos sensoriales como los barbillones, ven mermadas sus posibilidades de supervivencia.

En resumen, son pocos los tramos donde aún se pueden encontrar comunidades de peces autóctonas bien conservadas. Por consiguiente, si quisiéramos evitar su extinción, habría que intentar protegerlos de una mayor degradación del hábitat o de la llegada de especies exóticas invasoras. Siendo conscientes de que actualmente no hay ni tecnología, ni voluntad política de cambiar la gestión del agua (caudales, contaminación, captaciones, etc.), incluida la erradicación de especies exóticas invasoras, deberían de volcarse todos los esfuerzos en la protección de los últimos tramos bien conservados con una elevada biodiversidad piscícola y escasa o nula penetración de exóticas. Así, los gestores podrían seguir la iniciativa que comenzó con el arroyo Bejarano, cuando se protegió bajo la figura de “Reserva Natural Fluvial”, y trasladarla a arroyos como el de Rabanales, Pedroche y Guadalbarbo, o a ríos como el Névalo y Benajarafe, cuyas comunidades de peces poseen una elevada integridad biótica, a la par que están amenazadas de extinción. Se deberían

de seguir realizando trabajos de este tipo que pongan en relieve la situación de los ríos andaluces con el fin de hacer visible su situación actual a la ciudadanía y poder tomar medidas correctoras que defiendan nuestra biodiversidad autóctona.

Agradecimientos.-

Nos gustaría agradecer a la Diputación de Córdoba, Diputación de Jaén y Centro de Educación Ambiental del Ayuntamiento de Córdoba, las ayudas económicas a través de las cuales se pudieron llevar a cabo las actividades de educación ambiental que aportaron los datos usados en este trabajo. De igual forma, agradecemos al Grupo de Investigación *Aphanius* del Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba y Guadalictio S.L., por la aportación del material necesario para el desempeño de las mismas. Por último, queremos dar las gracias a los ayuntamientos que apostaron por este tipo de actividad, como Iznájar, El Viso y Espiel en Córdoba, y Bailén, Cárcheles, Navas de San Juan, Puente de Génave, Carboneros y Los Villares en Jaén, así como a todos los asistentes a estas jornadas que esperamos sirvieran para apreciar el valor de nuestros ecosistemas fluviales.

Bibliografía.-

Alexandre, C. M., y Almeida, P. R. 2009. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/rra.1308>

- Chang, X., Li, H., Feng, J., Chen, Y., Nie, G. y Zhang, J. 2019. Effects of cadmium exposure on the composition and diversity of the intestinal microbial community of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 92-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.066>
- Clavero, M. y Hermoso, V. 2011. Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 41-57. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9945-3>
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F. y Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: Biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(6), 575-585. <https://doi.org/10.1002/aqc.636>
- Clavero, M. y Villero, D. 2014. Historical Ecology and Invasion Biology: Long-Term Distribution Changes of Introduced Freshwater Species. *BioScience*, 64(2), 145-153. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit014>
- Da Silva, J., Matono, P., Barata, E. N., Bernardo, J. M., Costa, A. M. y Ilheu, M. 2019. Behavioural interactions between the endangered native fish Saramugo, *Anaecypris hispanica*, and the invasive Bleak, *Alburnus alburnus*. *Limnetica*, 38(2), 517-533. <https://doi.org/10.23818/limn.38.30>
- De Miguel, R. J., Gálvez-Bravo, L., Oliva-Paterna, F. J., Cayuela, L. y Fernández-Delgado, C. 2016. Recolonization Process and Fish Assemblage Dynamics in the Guadiamar River (SW Spain) After the Aznalcollar Mine Toxic Spill: Fish Recolonization. *River Research and Applications*, 32(6), 1196-1206. <https://doi.org/10.1002/rra.2944>
- De Miguel, R. J., Gálvez-Bravo, L., Oliva-Paterna, F. J. y Fernández-Delgado, C. 2016. Disturbance accumulation hampers fish assemblage recovery long after the worst mining spill in the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*, 32(1), 180-189. <https://doi.org/10.1111/jai.13021>
- Doadrio, I., Perea S. Garzón-Heydt P. y González, J.L. 2011. *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM. 616 pp. Madrid.
- Elvira, B., Almodóvar, A. y Nicola, G.G. 1998. Fish communities of the middle-upper Tagus river (central Spain): a story of river regulation and exotic introductions. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45, 165-171.
- Fernández-Delgado, C., P.A. Rincón, L. Gálvez-Bravo, R.J. De Miguel, F.J. Oliva-Paterna, E. Pino, A. Ramiro, R. Moreno-Valcárcel y Peña, J.P. 2014. *Distribución y estado de conservación de los peces dulceacuícolas del río Guadalquivir. Principales áreas fluviales para su conservación*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir: Sevilla. NIPO SE 2613-2013.
- Godinho, F. y Ferreira, M. 2014. Feeding ecology of non-native centrarchids (Acti-

nopterygii: Perciformes: Centrarchidae) in two Iberian reservoirs with contrasting food resources. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 44(1), 23-35. <https://doi.org/10.3750/AIP2014.44.1.04>

Hermoso, V., Filipe, A. F., Segurado, P., y Beja, P. 2018. Freshwater conservation in a fragmented world: Dealing with barriers in a systematic planning framework. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), 17-25. <https://doi.org/10.1002/aqc.2826>

Lobón-Cerviá, J. 1991. *Dinámica de poblaciones de peces. Pesca eléctrica y los métodos de capturas sucesivas en la estima de abundancias*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales, Barcelona.

Matono, P., da Silva, J., y Ilhéu, M. 2018. How Does an Invasive Cyprinid Benefit from the Hydrological Disturbance of Mediterranean Temporary Streams? *Diversity*, 10(2), 47. <https://doi.org/10.3390/d10020047>

Moreno-Valcárcel, R., de Miguel, R. J., y Fernández-Delgado, C. 2013. The first record of the European catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in the Guadalquivir River basin. *Limnetica*, 32, 23-26. <https://doi.org/10.23818/limn.32.03>

Nicola, G.G., Almodóvar, A. y Elvira, B. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the natural park of the Ruidera Lakes, central Spain. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 43, 179-184.

Pereira, F. W. y Vitule, J. R. S. 2019. The largemouth bass *Micropterus salmoides*

(Lacepède, 1802): Impacts of a powerful freshwater fish predator outside of its native range. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(3), 639-652. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09570-2>

Pérez-Bote, J. L. y López, M. T. 2005. Life history pattern of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1854), in a Mediterranean type river: The River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 72(3), 241-248. <https://doi.org/10.1080/11250000509356678>

Pérez-Bote, J.L. y Roso, R. 2011. *Distribución del siluro (Silurus glanis) en la cuenca media del río Tajo: ¿Rápida expansión o múltiples introducciones?* VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua “Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA”

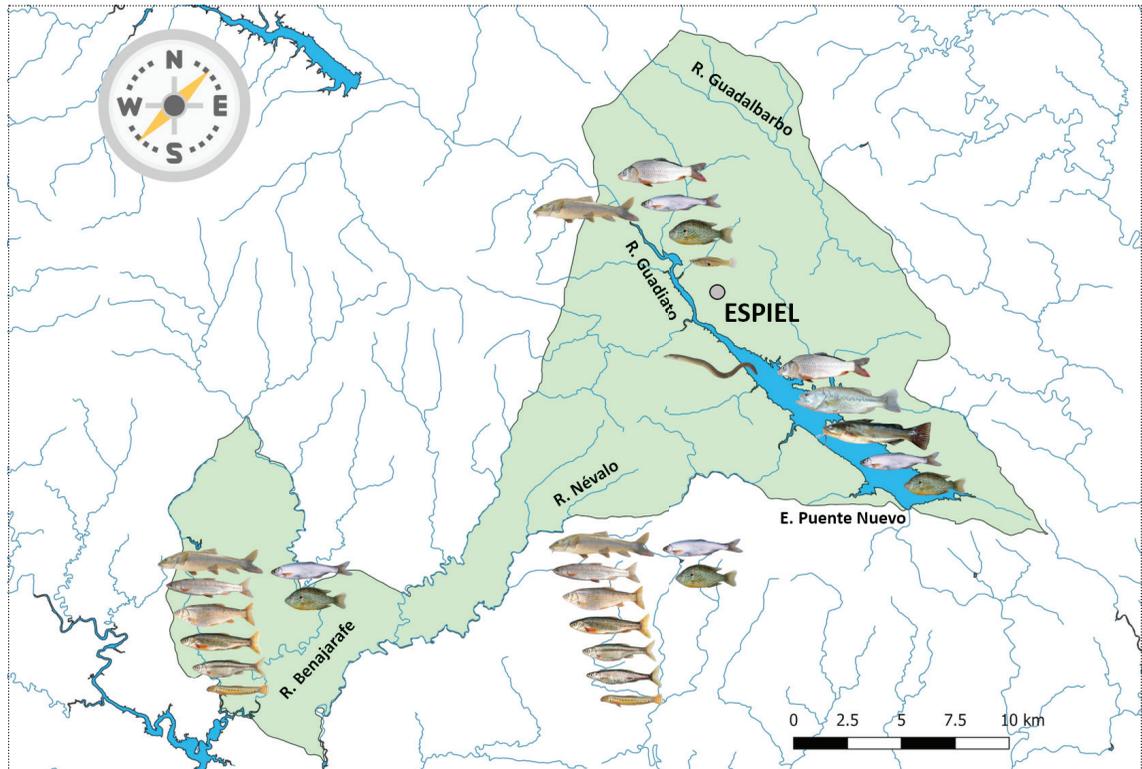
Ribeiro, F., Rylková, K., Moreno-Valcárcel, R., Carrapato, C., y Kalous, L. 2015. Prussian carp *Carassius gibelio*: a silent invader arriving to the Iberian Peninsula. *Aquatic ecology*, 49(1), 99-104.

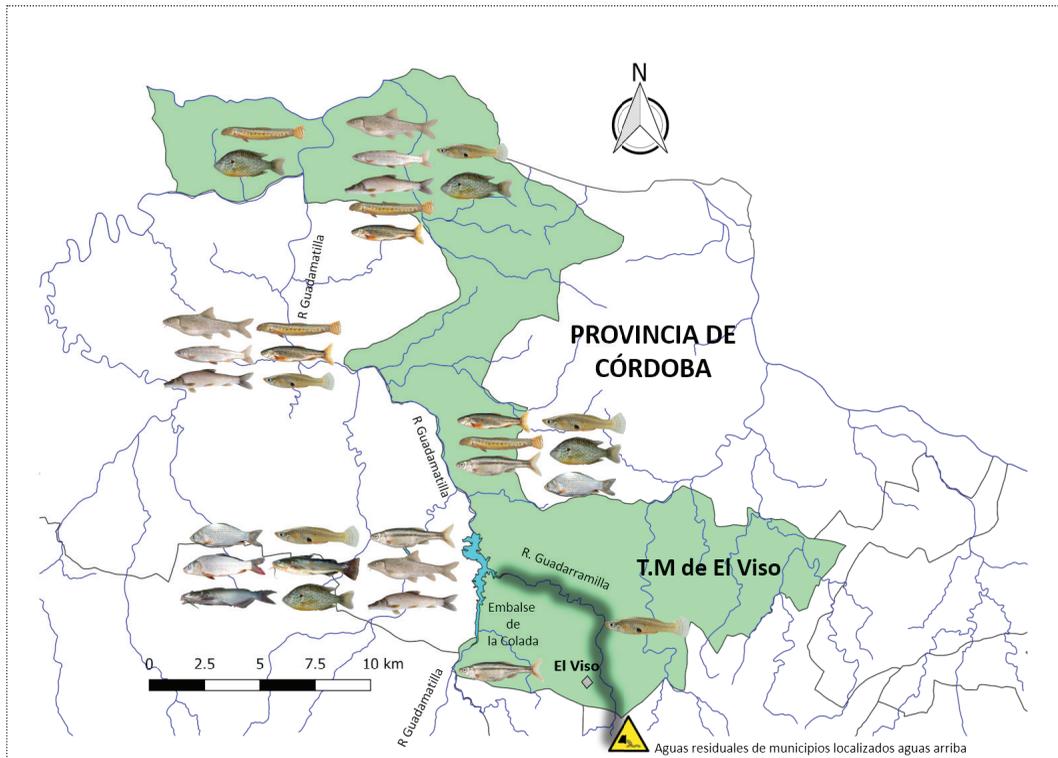
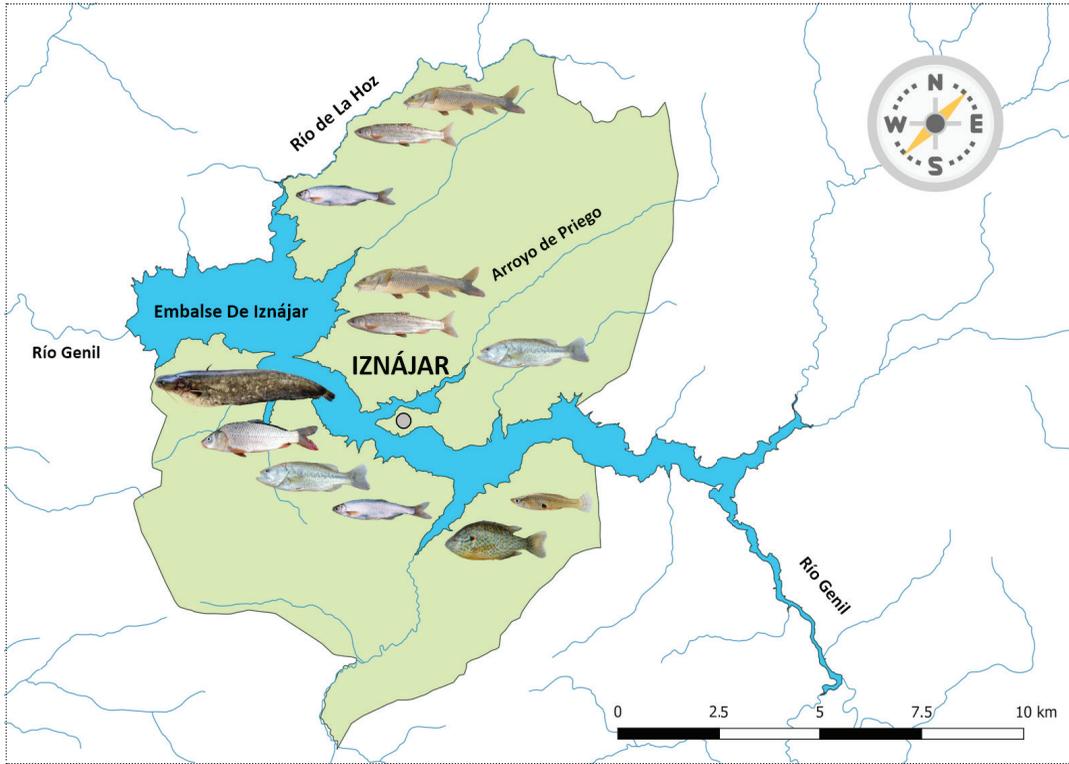
Solera, A. y Aguilera, V. 2010. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, 26(4), 977-994. <https://doi.org/10.1002/rra>

Vinyoles, D., Robalo, J. I., de Sostoa, A., Almodóvar, A., Elvira, B., Nicola, G. G., Fernández-Delgado, C., Santos, C. S., Doadrio, I., Sardà-Palomera, F. y Almada, V. C. 2007. Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia*, 63(1): 101-110.

Anexos.-

Se añaden los mapas de los términos municipales de Espiel, Iznájar y El Viso, respectivamente, en los que se nombran los cuerpos de agua donde las especies representadas se capturaron.







Laguna de Jarata

El humedal de Jarata (Montilla, Córdoba): análisis geomorfológico, hidrológico y propuestas de gestión

Jarata wetland (Montilla, Cordoba): geomorphological and hydrological analysis and management proposals

José Cruz-Márquez, José Manuel Recio-Espejo¹, Rafael Tamajón-Gómez¹ y Ricardo Reques¹

1. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, edificio Celestino Mutis 1a p. 14071 – Córdoba.

Resumen.-

Se ha realizado una primera aproximación al estudio del humedal situado en el término municipal de Montilla (Córdoba) denominado «Laguna de Jarata». Para ello se han llevado a cabo análisis de los sedimentos mediante sondeos en diferentes puntos de su cubeta y se ha procedido a su caracterización físico-química en el laboratorio; también se ha analizado el agua tanto de las escorrentías como subterránea a distintas profundidades en un pozo colindante. De manera complementaria, se ha abordado un estudio preliminar sobre la flora y la vegetación para identificar las comunidades vegetales presentes y su relación con el gradiente de humedad de sus sedimentos. En la actualidad, el humedal está muy alterado debido al aporte de nuevos sedimentos desde las laderas erosionadas a través de profundas cárcavas y al cultivo agrícola efectuado en sus fondos. Las capas más superficiales de estos no presentan salinidad, tratándose, por tanto, de un humedal no halófilo, circunstancia claramente confirmada por las comunidades vegetales que lo colonizan en la actualidad. En profundidad se aprecia un incremento muy significativo de la conductividad eléctrica paralelo a los valores que presenta el acuífero, viniendo a reflejar el modelo de alimentación hídrica pluvial que en la actualidad presenta. Con estos resultados se pretende contribuir al conocimiento de este humedal sobre el que hay proyectado un plan de restauración por parte del Ayuntamiento de Montilla y de la Junta de Andalucía.

Palabras clave: Humedal, medio físico, vegetación, rehabilitación, Montilla, Jarata.

Summary.-

The wetland located in Montilla (Córdoba) called “Laguna de Jarata” has been studied. Sediment analyses have been carried out with soundings at different points of the bucket and the water has been analyzed at different depths in an adjoining well. A preliminary study has also been carried out on the flora and the predominant types of

vegetation that are related to the soil moisture gradients have been identified. At present the wetland is very altered due to the dragging of sediments from the slopes through deep gullies. Both the sediment and water analyzed show that the surface layers do not have salinity and, therefore, it is a non-halophilous wetland, as it is clearly shown by the plant communities that are currently present. On the other hand, with increasing depth, an increase in conductivity is observed in both sediments and water. With these results it is intended to contribute to the knowledge of this wetland on which there is a restoration plan by the Ayuntamiento de Montilla and Junta de Andalucía.

Keywords: Wetland, physical environment, rehabilitation, Montilla, Jarata.

Introducción.-

Según el Convenio de Ramsar (2020) *«un humedal es una zona de la superficie terrestre que está temporal o permanentemente inundada, regulada por factores climáticos y en constante interrelación con los seres vivos que la habitan»*. Se consideran humedales a las *«extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros»*. En el caso de Jarata, objeto del presente trabajo, se trata de un humedal continental de régimen natural y aguas temporales.

En las últimas décadas ha habido un cambio de actitud hacia los humedales, que han pasado de ser considerados como áreas improductivas e insalubres a ser objetivos prioritarios en programas de conservación de espacios naturales. Esto se debe principalmente al aumento

del conocimiento sobre su importancia ecológica (Reques, 2005). En la Comunidad Autónoma de Andalucía, muchos humedales de gran interés ecológico se encuentran en entornos agrícolas, sometidos a una fuerte presión por las actividades humanas y su protección los convierte en islas de diversidad biológica y refugio de multitud de especies. Este es el caso del humedal de Jarata en Montilla (Córdoba), que está rodeado de olivar y su cubeta ha sido cultivada hasta hace poco tiempo.

De Castro (2008) recopila la información más antigua que se conserva en el archivo local de Montilla sobre este humedal. La documentación que se recoge es de 1526 y hace alusión al aguadero y al pozo de Jarata. A principios de mayo se hacía un reparto de aguaderos a los ganaderos del municipio para que en ellos bebiesen las ovejas. Según esta información a partir de 1546 y en años sucesivos aparece la denominación de Laguna de Jarata. También consta que, al menos en 1559, este humedal fue utilizado

como «echo» que era la denominación que se daba a áreas de dehesa utilizadas para «juntar» caballos y yeguas. Por otro lado, de esa época se menciona la vereda que linda con el humedal. En un documento de 1640 se habla de las «encinas camperas» y «pies de chaparros» de su entorno. Algunas referencias sobre posibles usurpaciones del espacio de la laguna por parte de agricultores llegan hasta el siglo XX haciendo mención a la divisoria entre fincas que suponía el «arroyo que baja de la Laguna de Jarata». En la relación de caminos, veredas y abrevaderos públicos solicitada en 1916 al Ayuntamiento de Montilla se señala el de Jarata, que está a la entrada de la Vereda de los Poyos. La última referencia documental que se recoge en el informe de De Castro es de 1936 y trata del proyecto de clasificación de vías pecuarias, en el que aparece el «descansadero de Jarata, formado por la confluencia de la vereda de Malabrigo, la del Fontanar, Cordel de los Pollos, Cordel del Cortijo del Rey y Camino de Jarata» al que calculaban una extensión aproximada de 15 ha.

Según información obtenida a partir de los lugareños sobre la situación del humedal en la segunda mitad del siglo XX, en inviernos lluviosos el humedal se «alagunaba». En fechas posteriores, debido a las captaciones de agua para las labores agrícolas y a la entrada excesiva de sedimentos, el agua desapareció de la zona. En el año 1996 se describe de nuevo el encharcamiento de parte de la cubeta del humedal. Eso provocó que en mayo de 1997 el Ayuntamiento de Montilla solicitara una subvención para actividades de voluntariado ambiental

con el objetivo recopilar información e intentar la recuperación del humedal de Jarata.

Este humedal forma parte del gran foco endorreico de Andalucía en el que se incluyen lagunas dispersas de mediano y pequeño tamaño por distintas zonas de la Campiña de Córdoba, con una gran variedad de tipologías y características hídricas, geomorfológicas y ecológicas. De hecho Andalucía es una de las comunidades autónomas con mayor número y variedad de este tipo de ecosistemas y un buen número de ellos cuenta con alguna figura de protección (Pascual-Martínez *et al.* 2005).

En la actualidad el Ayuntamiento de Montilla y la Junta de Andalucía están acometiendo las primeras obras para la recuperación de este humedal. La caracterización ambiental del humedal de Jarata puede ayudar a comprender su origen, su actual funcionamiento y su relevancia desde el punto de vista ecológico, pero también puede constituir una base para decidir qué medidas de gestión son las más adecuadas para su conservación, rehabilitación, mejora de su funcionamiento hídrico y recuperación de su funcionalidad ecológica. Con este estudio se pretende contribuir a la investigación promovida por el Plan Andaluz de Humedales (CMA, 2004).

Este trabajo forma parte de un Trabajo de Fin de Grado (TFG) realizado en la Universidad de Córdoba y se incluye en las líneas de investigación que viene desarrollando el Departamento de Biología Vegetal, Ecología y

Fisiología Vegetal, centrado en el estudio humedales y de las tareas de conservación y restauración de los mismos. Entre estos trabajos destacan las tareas que se realizaron para la restauración en la laguna Dulce (Torres *et al.* 1994) o los estudios realizados en la antigua laguna de La Janda (Cádiz) (Dueñas-López y Recio-Espejo, 2000).

Material y métodos.-

El humedal de Jarata se encuentra en el sur de la provincia de Córdoba, situado a unos 3,5 km del casco urbano de Montilla, en el descansadero de Malabrigo, en la confluencia de las veredas del Fontanar, de Jarata, Los Pollos y de Malabrigo. El descansadero ocupa la parcela 9006 del Polígono 31 y una extensión total de 13,4 ha, con

coordenadas geográficas 37°33'15.9"N 4°41'21.4"W.

Este humedal se encuentra sometido a la influencia de un clima típicamente mediterráneo, con distribución irregular de lluvias y grandes fluctuaciones hídricas. Los meses con mayor precipitación son los comprendidos entre noviembre y marzo, y julio y agosto, cuando obtenemos los mínimos registros de lluvia, no sobrepasando los 10 mm. El total de precipitaciones anuales medias registradas es de 645 mm. La distribución de las temperaturas evidencia un régimen térmico caracterizado por un gran contraste estacional. Las temperaturas más altas se registran en los meses de julio y agosto con medias mensuales superiores a los 23° C y máximas por encima de

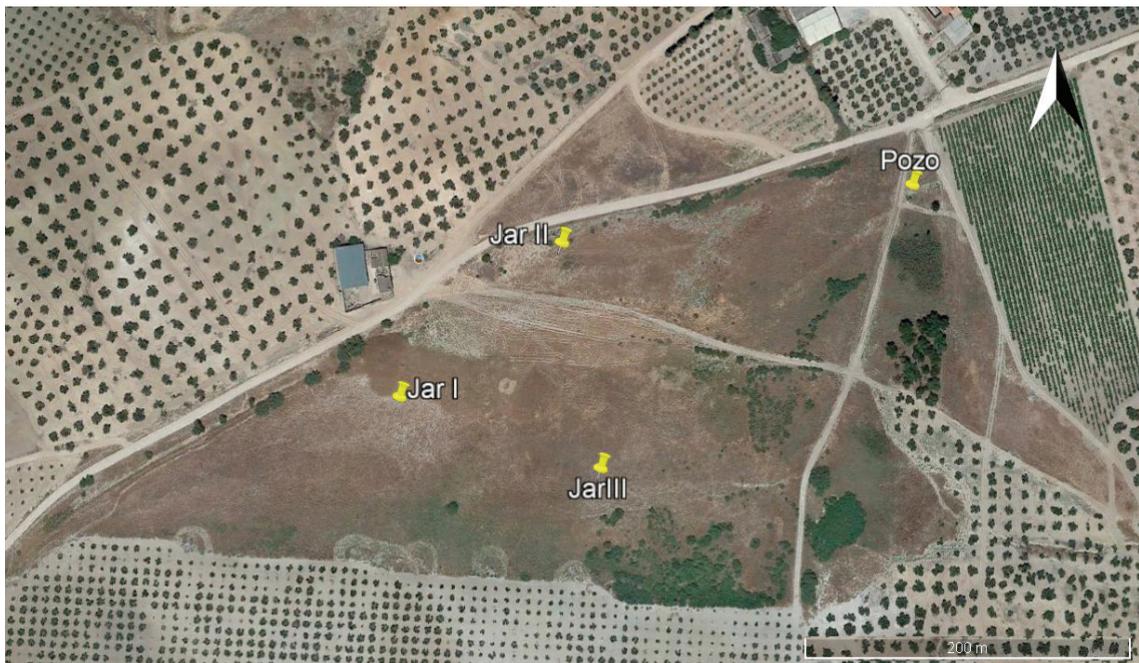


Figura 1. El humedal de Jarata (Montilla, Córdoba), localización de los puntos de muestreo (perfiles JAR-I, II y III y pozo) (Google Earth, 2020).



Figura 2. Perfil JAR-I (A) y sondeo de sedimentos arcillo-hidromorfos extraídos con barrena (B).

los 38° C. Según la clasificación de Thornthwaite (Feddema, 2005), la zona de ubicación presenta un clima mesotérmico subhúmedo con un déficit de precipitación en verano.

Entre los años 2019 y 2020 se han realizado varias visitas a la zona. En su cubeta se procedió a la realización de tres sondeos-calicatas en las que se tomaron muestras de sedimentos a nivel centimétrico (un total de 14 muestras, perfiles JAR-I, JAR-II y JAR-III) (Figura 2A y 2B). Los métodos aplicados en el laboratorio fueron los siguientes: color en húmedo (h) y en seco (s) (Munsell, 1990), conductividad eléctrica (CE) (USDA, 1973), materia orgánica (M.O.) mineralizada (Sims y Haby, 1971), contenido de carbonatos totales (CO₃)

(Duchaufour, 1975), textura/análisis de distribución de partículas, separación de fracciones de la arena (Ar), limos (L) y arcillas (A) (Soil Survey England and Wales, 1984), susceptibilidad magnética (SM) (Dearing, 1999), contenido en humedad (USDA, 1996) (Figura 1).

Se han tomado ocho muestras de agua, tanto de superficie como subterráneas en frascos de cristal a diferentes fechas y profundidades, en varios puntos encharcables de la propia cubeta lagunar, zona de desagüe del arroyo emisario así como de un pozo situado junto a su cubeta. Con cinta métrica se midió la altura del brocal, el nivel del agua y la profundidad del pozo con el objeto de poder evaluar las evoluciones estacionales del acuífero y sus implicaciones en la formación del cuerpo de agua que conforma este humedal.

Junto a todo ello se ha utilizado y matizado la información geológica suministrada por IGME (1995), recurriendo a las hojas topográficas proporcionadas por el Centro de Estudios Territoriales y Urbanos de la Junta de Andalucía a escala 1:10.000 y a las imágenes suministradas por Google Earth en varios años, con el objeto de estudiar su reciente evolución geomorfológica, hidrológica y cambios antrópicos y ambientales efectuados. El desarrollo topográfico, el estudio de las litologías aflorantes y la morfología de las cárcavas existentes (Figura 3) también proporcionaron información relevante para comprender el actual funcionamiento y las alteraciones que sufre el ecosistema al representar el principal aporte de sedimentos que



Figura 3. Cárcavas sobre litologías triásicas y miocenas en la ladera SW de la cubeta de Jarata.

recibe la cubeta y que contribuye, por tanto, a su colmatación.

Por último, se realizó un muestreo de la cubeta en la primavera de 2019 (16 de mayo) con el objetivo de identificar las comunidades vegetales presentes y relacionar su presencia con las características hidromórfológicas del humedal y con el contenido en nitrógeno (N) de los sustratos. Este inventario (ver Anexo) se considera de carácter preliminar y puede ser un buen punto de partida para llevar a cabo un estudio futuro más detallado, que se extienda a las distintas estaciones del año y permita establecer el listado florístico completo del humedal.

Resultados y discusión.-

Los datos litológicos suministrados por

IGME (1995) diferencian para la zona: arcillas abigarradas, areniscas y yesos del Triásico, margas gris-azuladas del mioceno y margas blancas algo arenosas de edad también miocena. Los trabajos realizados han puesto de manifiesto que esta cartografía habría de ser matizada para poner en claro los materiales intervinientes, es decir, margas yesosas triásicas como material disolutivo conformante y cubiertas de materiales miocenos muy arcillosos y carbonatados que constituirían los principales arrastres.

El humedal de Jarata se nutre en la actualidad básicamente de los aportes directos de lluvia y de la escorrentía superficial que se dirige a su cubeta por la vertiente y laderas S y SSW, fundamentalmente, en forma de profundas cárcavas, con pendientes



Figura 4. Con trazo azul discontinuo líneas de arroyadas y cárcavas actualmente existentes.

medias del 57% y labradas sobre los materiales margosos triásicos y miocenos que la conforman (Figura 4). El drenaje de dichas aguas acumuladas en esa depresión es efectuado por la cabecera del arroyo Pusini, el cual ingresa en dicha depresión ayudado por zanjas artificiales que facilitan además la evacuación de la misma, para impedir la formación de una extensa lámina de agua.

Todo ello motiva que el volumen de arrastre de sedimentos arcillo-carbonatados hacia la cubeta de

la laguna haya sido considerable y responsable tanto de la extensión de los encharcamientos como de la distribución de las comunidades vegetales presentes.

La Figura 5 muestra la evolución del humedal desde 1956 a 2014. Al comparar estas imágenes pueden evaluarse los cambios acontecidos en su funcionamiento y las transformaciones de sus usos a lo largo de este período. Se observan modificaciones morfológicas importantes, destacando, por ejemplo, la ausencia de las cárcavas antes comentadas y cómo los trabajos agrícolas

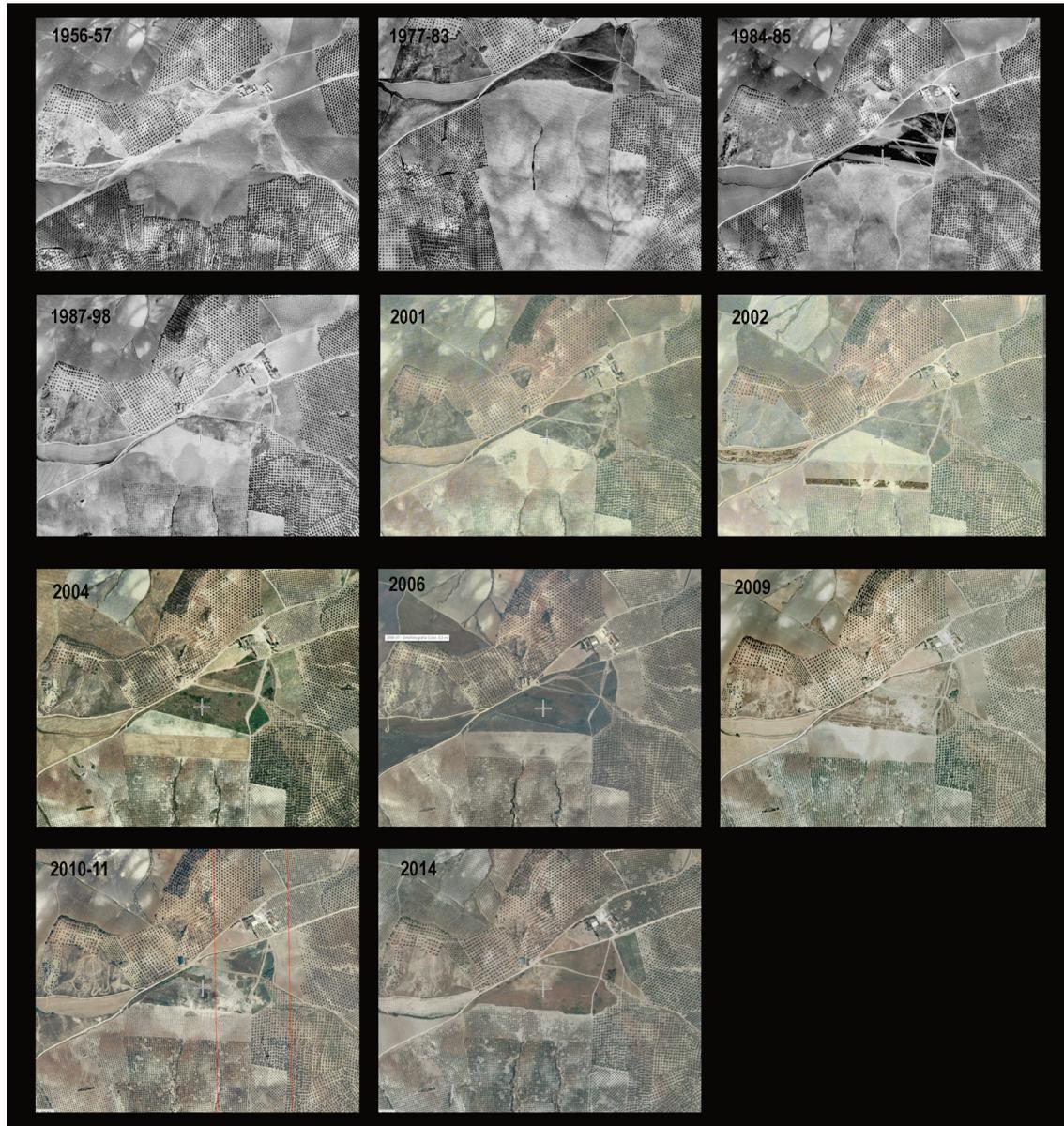


Figura 5. Evolución del humedal desde 1956 a 2014 (imágenes de Google Earth)

en sus alrededores han provocado su aparición. De igual forma, puede apreciarse la formación de nítidos conos aluviales, modificados por el arado, y constituidos por los materiales margomiocenos de color blanco arrancados

de las laderas. Estos materiales se superponen a los materiales margoyesosos triásicos que conforman la antigua depresión topográfica existente y han venido a conformar sus fondos y a contribuir a su impermeabilización.

Las muestras tomadas en las diferentes calicatas revelan claramente esta disposición de sedimentos con su variación en color y estructura conforme aumenta la profundidad (Figura 6). Los 120 centímetros del perfil JAR-I muestran cromas muy claros, de tonalidades blanco-grisáceos (2,5Y 6/2) debidos a la hidromorfía que afecta a estos sedimentos procedentes de las margas miocenas. Sin embargo, en JAR-II, más alejado del área fuente, estas tonalidades desaparecen a la profundidad de 55 cm, dando paso a cromas rojos (7,5YR 7/3) propios de los materiales de origen triásico, libres de una acentuada hidromorfía. Los resultados del sondeo JAR-III no difieren del de JAR-II.

En ambos casos el predominio de las fracciones finas esta siempre por encima del 99%, indicando su escaso carácter detrítico grueso. La susceptibilidad magnética no es muy elevada, máxima en JAR-II debido a su menores condiciones hidromorfas. La materia orgánica por calcinación se muestra con valores elevados, señal de la acumulación de la misma a medida que han ido llegando y sepultando las diferentes capas de sedimentos. Los carbonatos, siempre elevados debido a su procedencia de las litologías margosas, no sirven para establecer diferencia alguna en estos fondos así como tampoco para ser utilizados para deducir cambios en el funcionamiento de dicho humedal (Figura 6).

Especial atención se le presta a la evolución que con la profundidad muestran los valores de la salinidad

(C.E.) en ambos perfiles (Figura 6). En base a ello los 20 cm superiores se muestran sin contenido salino alguno; pero hay un incremento a valores salinos en torno de 3,51-3,75 a los 55-60 cm, y unos valores muy altos a partir de esta profundidad con valores que llegan a ser de 8,88 y 11,17 en la base de los perfiles. Esto nos indica que en la actualidad el ecosistema de Jarata es un humedal no salino, y, por consiguiente, con características propias y particulares de este tipo de ecosistemas.

Por otro lado, esta ausencia de sales en niveles superiores ayuda a interpretar el posible lavado lateral de los fondos de esta parte superficial a través de las escorrentías así como del arroyo Pusini. Además, la ausencia del acuífero salino (3.15-3,23 mhs/cm) a estos niveles superficiales, indica que los niveles superiores no se ven afectados por la ascensión del acuífero en los años lluviosos (Figura 8). Esta falta de aparición del acuífero en superficie vendría apoyada también por los datos tomados en el pozo cercano relativos a la cota que alcanza el nivel freático en relación a la topografía actual (Figura 8).

Los hábitats actuales que constituyen el humedal estarían condicionados por este funcionamiento pluvial, ligado a la acción directa del agua de lluvia y las escorrentías superficiales. Los valores de conductividad del agua en zonas someras y los detectados en las capas más superficiales de los sedimentos, apuntan también a que, en la actualidad, se trataría de un humedal dulce y no salino.

Los resultados de los análisis de

Sondeo JAR I

PROFUNDIDAD (cm)	COLOR		CO ₃ =(%)	C.E.		ARENA (%)	FINOS (%)
	COLOR (s)	(h)		(mhs/cm)			
0-10	2,5Y 6/2	5Y 5/2	40	0,63		0,25	99,75
10-20	2,5Y 7/2	5Y 6/2	43	0,77		5,02	94,98
20-40	2,5Y 7/2	5Y 6/2	39	2,4		2,08	97,2
40-60	2,5Y 6/2	5Y 5/2	42	3,51		3,1	96,9
60-80	2,5Y 6/2	5Y 5/2	34	3,36		2	98
80-100	2,5Y 6/2	5Y 5/2	38	6,7		1,2	98,8
100-110	2,5Y 6/3	5Y 5/2	37	8,75		0,7	99,3
110-120	2,5Y 6/3	5Y 5/2	33	11,17		0,65	99,35

Sondeo JAR II

PROFUNDIDAD (cm)	COLOR		CO ₃ =(%)	C.E.		ARENA (%)	FINOS (%)
	(s)	(h)		(mhs/cm)			
0-10	2,5Y 6/2	2,5Y 5/2	45	0,59		0	100
10-20	2,5Y 6/2	2,5Y 5/2	38	0,79		3,47	96,53
35-55	2,5Y 6/2	2,5Y 5/2	42	1,63		0,66	99,34
55-75	7,5YR 6/2	7,5YR 5/3	49	3,75		21,8	78,2
75-95	7,5YR 7/3	7,5YR 5/4	51	6,6		8,5	91,5
95-115	7,5YR 7/3	7,5YR 5/6	46	8,88		0,9	99,1

Figura 6. Caracterización físico-química de los sedimentos de JAR-I y JAR-II.

sedimentos y de aguas se ven corroborados por las comunidades vegetales detectadas durante el estudio preliminar de campo llevado a cabo (ver Anexo), ya que la mayor parte de la superficie de la cubeta del humedal está cubierta por comunidades vegetales herbáceas no halófilas, con distintos grados de higrofilia y nitrofilia, en función de los gradientes existentes. Aunque *a priori* la existencia de un pequeño rodal de *Tamarix canariensis* (Figura 9) podría inducirnos a pensar en el posible carácter salino del humedal considerando sus preferencias ecológicas halófilas, lo cierto es que esta especie de taraje también puede establecerse en ambientes no halófilos (Cano *et al.*, 1998), como de hecho ocurre en este humedal, ya que se ha constatado la ausencia del cortejo florístico típico de los tarajales halófilos. En cualquier

caso su presencia y persistencia podrían explicarse perfectamente por la salinidad de los sustratos en profundidad, ya que es ahí donde esta especie arbustivo-arbórea ancla sus raíces.

La presencia de un rodal del helófito *Bolboschoenus glaucus* (castañuela, juncia) (Figura 9) es indicadora *a priori* de la existencia de un terreno encharcable durante cierto período de tiempo y, de hecho, se ha encontrado exclusivamente en el área donde el hidroperíodo es más prolongado. Las comunidades herbáceas nitrófilas (cardales, cicutaes) y subnitrófilas (herbazales graminoides y otros tipos de comunidades herbáceas) ocupan una gran extensión y en ellas, debido a la presencia de especies indicadoras (como es el caso de *Pulicaria arabica* y *Polypogon sp.*), también se deduce

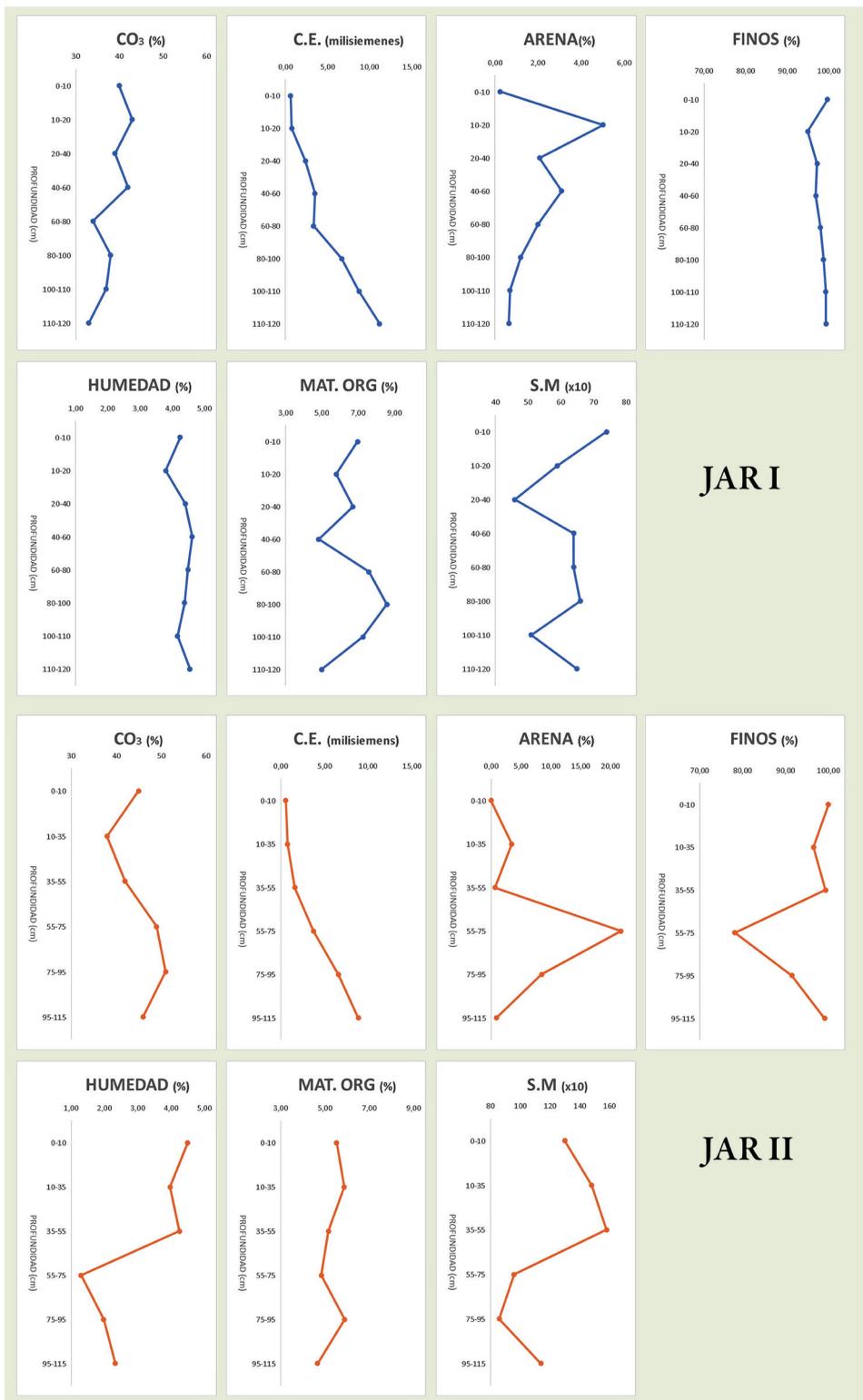


Figura 7. Evolución con la profundidad de los parámetros en JAR I y JAR II (carbonatos, conductividad eléctrica, arenas, finos, humedad, materia orgánica y susceptibilidad magnética).

Fecha	Nivel agua de pozo (m)	Conductividad (milisiemens/cm, mhs/cm)
21/10/2018	3,05	Superficie: 2,75 (salobre)
		Fondo: 3,15 (salobre)
		En arroyo: 0,289 (dulce)
10/01/2019	4,45	
15/01/2019	3,49	Superficie: 3,17 (salobre)
		Fondo: 3,23 (salobre)
		En arroyo: 0,322 (dulce)
28/08/2019	1,7	
29/01/2020	4,47	En cubeta: 0,34 (dulce)
		En drenaje: 0,57 (dulce)

Figura 8. Valores de profundidad del acuífero y salinidad en muestras del pozo, arroyo emisario y cubeta



Figura 9. Vista parcial de la comunidad helofítica de *Bolboschoenus glaucus* (en primer plano) y de una alineación de *Tamarix canariensis* (al fondo a la izquierda) (16-05-2019)



Figura 10. El humedal de Jarata tras unas intensas lluvias en enero de 2020

un cierto gradiente de higrofilia, pero siempre con un encharcamiento temporal menos prolongado que en el caso de las comunidades helofíticas. La gran abundancia de las comunidades de carácter más nitrófilo se explica por el aporte extra procedente de los fertilizantes nitrogenados de los cultivos adyacentes, dado que, en la actualidad, el área ya no tiene uso ganadero, como antaño.

Desde el punto de vista faunístico, el hecho de encontrar puestas de sapo corredor (*Epidalea calamita*) denota que al menos anualmente este humedal se encharca y retiene agua durante algunos meses de invierno (Figura 10).

Conclusiones.-

El ecosistema húmedo de Jarata parece ajustarse mejor al término genérico de «humedal» que al de «laguna», ya que no posee unos contornos muy definidos y delimitados.

El análisis de sus sedimentos, de las aguas que la conforman y de la flora y vegetación actual existente confirma que se trata claramente de un humedal de agua dulce, no halófilo.

La ausencia de sales en las capas superficiales de sus fondos vendrían a significar el lavado de los mismos y/o la ausencia de afectación por parte del acuífero, y, por tanto, un origen pluvial para dicho ecosistema.

Las posibles intervenciones que se efectúen para su rehabilitación y futura conservación, deberían ir orientadas a conservar la naturaleza dulce y las condiciones requeridas por la flora y fauna asociada típica de este tipo de humedales mediterráneos.

Bibliografía.-

Avery, B.W. y Bascomb, C.L. 1982. Soil survey laboratory methods. *Technical monographs* nº6. Harpenden (England); 83 pp.

Cano, E., Valle, F., Salazar, C., García-Fuentes, A. y Torres, J.A. 1998. Tarayales del sur de la Península Ibérica. *Colloques phytosociologiques*, 28.

CMA. 2004. *Inventario de Humedales de Andalucía (IHA)*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

CMA. 2007. *Manual de restauración de humedales mediterráneos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

CMA. 2004. *Plan Andaluz de Humedales*. Consejería de Medio

Ambiente, Junta de Andalucía.
 Dearing, J.A. 1999. *Environmental magnetic susceptibility: using the Bartington MS2 system 2nd*. Edi. Chi. Publ. Kenilworth, United Kingdom.

De Castro, I. 2008. Archivo municipal (Montilla). Informe realizado para la Excm. Alcaldesa Rosa Lucía Polonio. Inédito.

Duchafour, P.H. 1975. *Edafología*. Edit. Toray-Masson. Barcelona, 476 pp.

Dueñas-López, M., Recio-Espejo, J.M. 2000. *Bases ecológicas para la restauración de los humedales de La Janda (Cádiz, España)*. Servicio Publicaciones de la Universidad de Córdoba. 475 pág.

FAO. 1977. *Guía para la descripción de perfiles de suelo*. Food and agriculture organization of the united nations. Roma, 70 pp.

FAO. 2015. *World reference base for soil resource 2014. International soil classification system for naming soils creating legends for soil maps*. Food and agriculture organization of the united nations. Roma, 193 pp.

Feddema, J.J. 2005. A revised thornthwaite-type global climate classification. *Physical Geography* 26(6):442-466. Nov. 2005. DOI: 10.2747/0272-3646.26.6.442

Gallego, M.J. 1987. *Scirpus* in: Valdés, B., Talavera, S. y Fernández-Galiano, E. Flora Vascular de Andalucía Occidental, 3: 229-234. Ed. Ketres. Barcelona.

- IGME, 1995. Hoja 966 (MONTILLA) del Mapa Geológico Nacional (MAGNA). Instituto Geológico y Minero de España. Mapa a escala 1:50000.
- Ladero, M., Socorro, O., Molero-Mesa, J., López-Guadalupe, M., Zafra, M. L., Guadalupe Marín, J., Hurtado, P. y Raya, F.P. 1981. Algunas consideraciones sobre las comunidades nitrófilas de Granada (España). *Anales Jard. Bot. Madrid* 37 (2): 737-763.
- Ladero-Álvarez, M., Navarro-Andrés, F. y Valle-Gutiérrez, C.J. 1983. Comunidades nitrófilas salmantinas. *Studia Botanica*, 2: 7-67.
- Martín-Bravo, S., Jiménez-Mejías, P. y Luceño-Garcés, M. 2008. *Bolboschoenus* in: Castroviejo, S., Jiménez, P. y M. Luceño (eds.), *Flora iberica*, 18: 36-42. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Molina, J.A. 1996. Sobre la Vegetación de los humedales de la Península Ibérica. (1. *Phragmiti-Magnocaricetea*). *Lazaroa*, 16: 27-88.
- Munsell, C. 1990. *Munsell Soil Color Charts*. Koll morgen instrument corporation. Maryland (EE. UU).
- Pascual-Martínez, M., Moreira, J.M., Montes, C. 2005. *Caracterización ambiental de humedales en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 508 pp.
- Ramsar. 2020. Convención RAMSAR. www.ramsar.org
- Reques, R. 2005. *Conservación de la biodiversidad en los humedales de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 328 pp.
- Rivas-Goday, S. 1971. Revisión de las comunidades hispanas de la Clase *Isoeto-Nanojuncetea* Br. Bl. & Tx. 1943. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 27 (1): 225-277.
- Rivas-Martínez, S. y Izco, J. 1977. Sobre la vegetación terofítica subnitrófila (*Brometalia rubenti-tectori*). *Anal. Inst. Bot. Cavanilles* 34 (1): 365-381.
- Rivas-Martínez, S., Costa, M., Castroviejo, S. y Valdés, E. 1980. La Vegetación de Doñana. *Lazaroa*, 2: 5-190.
- Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. Madrid.
- Sims, J.R. y Haby, V.A. 1971.- Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci*, CXII: 137-41.
- Talavera, S., Tremetsberger, K., Ortiz, M. A., Ariza, M.J. y Talavera, M. 2016. Revisión del género *Helminthotheca* Vaill. (Cichorieae, Compositae). *Acta Botanica Malacitana*, 41: 49-81
- Torrent, J. y Barrón, V. 2008. *Difuse reflectance spectroscopy. Methods soil analysis, part: 5, mineralogical methods*, 13:367/385. Edit SSSA, Book Series 5.
- Torres, J.A.; Castro, J.C.; Moreno, B. y Recio, J.M. 1994. La restauración de la

laguna Dulce: un ejemplo de recuperación de un humedal en el área semiárida mediterránea (Andalucía, España). *Oxyura*, 7: 171-182.

USDA. 1973.- *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Edit. Limusa (México), 172 pp.

USDA, 1996.- *Soil survey laboratory methods manual*. Soil Survey Investigations Report N° 42. Version 3.0. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, USA, 693 p.

Valle, F., Algarra, J.A., Arroyo, E, Asensi, A., Cabello, J., Cano, E., Cañadas, E., Díez, B., García, A., Gómez, F., Jiménez, M.N., Lorite, J., Melendo, M., Mota, J., Navarro, F.B., Peñas, J., alazar, C., De Simón, E. y Torres, J. 2003. *Mapa de series de vegetación de Andalucía*. Editorial Rueda.

Anexo. Inventario de vegetación.

A continuación se relacionan y describen brevemente las principales comunidades vegetales detectadas en la cubeta del humedal de Jarata durante la visita llevada a cabo (16-V-2019). Estas comunidades aparecen agrupadas en función de los gradientes de higrofilia/nitrofila y de las especies dominantes.

a) Vegetación higrófila.

a.1) no nitrófila

Tarajal de *Tamarix canariensis* Willd. 1816 (Figura 11). *T. canariensis* es una especie arbustivo-arbórea que en la Península Ibérica es característica de varias asociaciones de tarajales halófilos, incluidos en la alianza *Tamaricion boveano-canariensis* Izco, Fernández-González & Molina 1984 (*Elymo repentis-Tamaricetum canariensis* García-Fuentes & Cano 1998; *Agrostio stoloniferae-Tamaricetum canariensis* Cirujano 1981; *Inulo-Tamaricetum boveanae* Izco, Fernández-González & Molina 1984) pero también puede aparecer como acompañante en asociaciones de tarajales no halófilos (Alianza *Tamaricion africanae* Br. Bl. & O. Bolòs 1958), como es el caso de *Tamaricetum gallicae* Br. Bl. & O. Bolòs 1958 (Cano et al., 1998). Este sería el caso del tarajal presente en el humedal de Jarata, ya que aunque haya cierta salinidad en profundidad, esta circunstancia no se ve reflejada en la existencia de un cortejo florístico de especies herbáceas o matas halófilas, y por tanto hay que descartar su encuadre sintaxonómico en la asociación halófila *Elymo-Tamaricetum canariensis* antes citada. Se considera que podría encuadrarse en una variante de *T. canariensis* de la asociación no halófila *Tamaricetum gallicae*. En el tarajal localizado junto a la comunidad de castañuelas no se ha encontrado creciendo ningún ejemplar de *T. africana* Poiret 1789, pero sí se ha observado dicha especie en los alrededores.



Figura 11. Tarajal de *Tamarix canariensis*

Comunidad de castañuelas o juncias (*Bolboschoenus glaucus* (Lam.) S.G. Smith 1995) (Figura 12). Según Flora Iberica el helófito *B. glaucus* (= *Scirpus maritimus* subsp. *maritimus* auct. eur., non L. 1753) crece en orillas de ríos y humedales, generalmente de agua dulce (Martin Bravo et al., 2008). En Flora Vasculare de Andalucía

Occidental se indica que vive en bordes de charcas, lagunas, arroyos y ríos (Gallego, 1987). La asociación *Scirpetum maritimi* (Christiansen 1934) R. Tx. 1937 es de carácter dulceacuícola o muy ligeramente halófila, tanto del litoral como del interior de la Península Ibérica (Rivas Martínez *et al.*, 1980). En ocasiones las aguas dulces que inundan temporalmente los suelos donde se desarrollan estas comunidades helofíticas son ricas en nutrientes de origen mineral (Molina, 1996).



Figura 12. Castañuela o juncia (*Bolboschoenus glaucus*)

Carrizal (comunidad de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel 1841) (Figura 13). Encontramos varios rodales prácticamente monoespecíficos de carrizo, *P. australis*. Esta comunidad se puede considerar una representación fragmentaria o una facies de *P. australis* de la asociación helofítica *Typho angustifoliae-Phragmitetum australis* (Tüxen & Preising 1942) Rivas-Martínez, Bascones, Díaz, Fernández González & Loidi 1991. Aunque el carrizo es un helófito, las comunidades dominadas por esta especie pueden desarrollarse también sobre suelos higroturbosos y de gley y soportar períodos de sequía y desecación elevados (Molina, 1996).



Figura 13. Carrizal de *Phragmites australis*

a.2.) nitrófila

- **Comunidad de cicutas (*Conium maculatum* L. 1753)** (Figura 14). El cicutal (*Galio-Conietum maculati* Rivas-Martínez 1975 ex G. López 1978) es un herbazal higronitrófilo perenne de gran porte y densidad (Ladero *et al.* 1981). La presencia de cicuta es indicadora de suelos nitrificados y con humedad edáfica elevada (Ladero *et al.*, 1983). En el humedal la encontramos principalmente en el borde norte, junto al camino, en correspondencia con el arroyo.



Figura 14. Comunidad de *Conium maculatum*

- **Cardales.** En función de la especie dominante de cardo en el ámbito de la cubeta del humedal se pueden diferenciar tres tipos de cardales principales: a) Comunidad de *Carduus bourgeanus* Boiss. & Reuter 1852; b) Comunidad de tagarninas (*Scolymus maculatus* L. 1753); c) Comunidad de cardo mariano (*Silybum marianum* (L.) Gaertner 1791) (Figura 15). Estas tres especies de cardos son características de la clase *Onopordetea acanthii* Br. Bl. 1964 (Rivas Martínez *et al.*, 1980), y en ella se engloban todos estos



Figura 15. Cardal de cardo mariano (*Silybum marianum*)

cardales. De estas comunidades las que ocupan más extensión en el humedal son las dos últimas, en especial los cardales dominados por *S. maculatus*. A pesar de la presencia de *C. bourgeanus* y *S. marianum*, características de la asociación *Carduo-Silybetum mariani*, la gran abundancia de *S. maculatus* permitiría encuadrar estos cardales (incluido el cardal de *C. bourgeanus*) en distintas facies o variantes de la asociación *Scolymo maculati-Silybetum mariani* Rivas Martínez 1987, que soporta bien el encharcamiento y la pseudogleyización superficial del suelo y es una vicariante termófila de la asociación *Carduo-Silybetum mariani* (Rivas Martínez et al., 1980).

- **Comunidad de raspasayos (*Helminthotheca echioides* (L.) Holub 1973).** Esta planta, que también aparece dispersa en las comunidades de cardos, en algunos puntos puede llegar a ser la especie dominante. Su abundancia local también indica cierto grado de nitrificación y de humedad del sustrato, ya que es propia de herbazales nitrófilos y subnitrófilos y suele crecer cerca de cursos de agua (Talavera et al., 2016). Esta comunidad, aunque no se puede adscribir a ninguna asociación previamente descrita, se incluye en la clase *Onopordetea acanthii*, dado que *H. echioides*, al igual que los cardos antes mencionados, es una especie característica de dicha clase fitosociológica (Rivas Martínez et al., 1980).

a.3.) subnitrófila

- **Comunidad de hierba pulguera (*Pulicaria arabica* (L.) Cass. subsp. *hispanica* (Boiss.) Murb. 1923), *Polygogon* Desf. 1798 y llantén menor (*Plantago lagopus* L. 1753).** La presencia de *P. arabica* (= *P. paludosa* Link 1806) y de *Polygogon* sp. indica cierto grado de encharcamiento temporal del suelo y su posible encuadre en la clase *Isoeto-Nanojuncetea* (Rivas Goday, 1971). No obstante, esta comunidad no tiene correspondencia con ninguna asociación vegetal descrita hasta el momento dentro de dicha clase.

b) Vegetación no higrófila

b.1.) subnitrófila

- **Herbazales subnitrófilos gramínoides** (Figura 16). Estas comunidades vegetales herbáceas son muy heterogéneas en cuanto a su composición florística, y aparecen dominadas por varias gramíneas anuales, con presencia abundante de *Leontodon longirrostris* (Finch & P. D, Sell) Talavera in Valdés & al. 1982, *P. lagopus*, *Echium plantagineum* L. 1771, *Ononis mitissima* L. 1753, *Crepis vesicaria* L. 1753, *Sonchus oleraceus* L. 1753 y *Rumex crispus* L. 1753. En función de la especie dominante de gramínea pueden reconocerse tres tipos de herbazal: a) herbazal dominado por alpiste (*Phalaris paradoxa* L. 1763); b) herbazal dominado por *Vulpia geniculata* (L.) Link 1827; c) herbazal dominado por gramíneas del género *Bromus* (*B. hordeaceus* L. 1753 y *B. lanceolatus* Roth 1797). La presencia aislada de algunos higrófitos se explica por la proximidad de las comunidades higrófilas antes mencionadas. Teniendo en cuenta su composición florística, estas comunidades podrían englobarse en el orden *Brometalia-rubenti tectori* Rivas Martínez & Izco 1977.



Figura 16. Herbazales gramínoideas de la cubeta del humedal

b.2) nitrófila

- **Cardales de cardo de Siria (*Notobasis syriaca* (L.) Cass.1825) (Figura 17) y de cardo yesquero (*Echinops strigosus* L. 1753)**. En algunos enclaves del entorno del humedal, ya sobre sustratos sin hidromorfía temporal, en taludes y en el borde de la pista existente, se han observado cardales de este tipo, adscribibles a la asociación basófila *Notobaso-Scolymetum maculati* Ladero et al. 1981, por la presencia de dichas especies, junto a la de *S. maculatus*.

- **Comunidad de *O. mitissima***. En algunas partes del humedal, con escasa hidromorfía temporal, esta fabácea forma rodales en los que es la especie dominante. No se corresponde con ninguna asociación vegetal previamente descrita, pero en bibliografía se menciona que *O. mitissima* es una especie frecuentemente asociada a los cardales de la asociación *Notobaso-Scolymetum maculati* antes mencionada (Ladero et al., 1981).

Además de las comunidades ya mencionadas, en los alrededores de este humedal se ha encontrado otra comunidad higrófila, en concreto un pequeño rodal de olmos de Siberia (*Ulmus pumila* L. 1753), especie arbórea alóctona, frecuentemente naturalizada.



Figura 17. *Notobasis syriaca*

Dinámica poblacional del carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en una localidad de la provincia de Córdoba (sur de España)

Population dynamics of the Common Reed-Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) in a locality of the province of Cordoba (Southern Spain)

Federico Cabello de Alba

Grupo de Anillamiento EPOPS
fecalba@hotmail.com

Resumen.-

Se estudia la dinámica poblacional del carricero común (*Acrocephalus scirpaceus* Herman 1804) en una localidad del río Guadalquivir a su paso por la provincia de Córdoba, sur de España, basada en datos de anillamiento científico recopilados entre los años 2004 y 2017. El número total de capturas de carricero común ascendió a 1.159, de las cuales 181 correspondieron a recapturas de aves anilladas ese mismo año o en años anteriores, sin tener en cuenta recuperaciones de aves anilladas en la misma jornada de trabajo. Los resultados apuntan a una presencia estival de la especie, que presenta picos de abundancia que coinciden con los pasos migratorios prenupcial, con máximos en la segunda quincena de mayo, y postnupcial, con máximos en la primera quincena de septiembre. Las segundas quincenas de junio y julio se corresponden con picos que podrían estar asociados al proceso reproductor con existencia de primeras y segundas puestas. El paso prenupcial es más breve que el paso postnupcial, caracterizándose este último por un claro desfase entre los individuos adultos, más tempranos, frente a los jóvenes, que protagonizan un paso postnupcial más tardío.

Palabras clave: Carricero común, *Acrocephalus scirpaceus*, fenología, anillamiento

Summary.-

The population dynamics of the Common Reed-Warbler (*Acrocephalus scirpaceus* Herman 1804) in a study area next to the Guadalquivir river near Córdoba, southern Spain, was studied using scientific ringing data gathered between 2004 and 2017. A total of 1.159 Reed Warblers were caught, of which 181 were recaptures of individuals already ringed, either during the same year or in previous years but not during the same day. Our results point out that in the study area Reed-Warblers are summer breeding visitors whose local population temporally increases during both the pre-nuptial migratory pass peaking in late may, and the post-nuptial pass in early september. The

observed secondary peaks of catches in June and July could be associated with catches of first and second brood fledglings, respectively. The prenuptial migratory flow is shorter than the postnuptial one, the latter being characterized by an earlier arrival of adults compared to the young, who perform a later post-nuptial migration.

Keywords: Common Reed-Warbler, *Acrocephalus scirpaceus*, phenology, ringing

Introducción.-

El carricero común (*Acrocephalus scirpaceus* Herman 1804) es un paseriforme que durante la época reproductora presenta una distribución paleártica occidental, comprendida en un área eminentemente europea, que llega por el este hasta Kazajstán y por el sur hasta Marruecos y Argelia (Cramp, 1992). Aunque existen citas invernales excepcionales en zonas costeras en el sur de la península (Ramírez, 1998), en nuestro territorio es una especie estival, que se distribuye durante la invernada en África tropical (Tellería *et al.*, 1999). Cría en sustratos y comunidades vegetales palustres propias de zonas húmedas, con una distribución amplia en la península ibérica, escaseando en la región Eurosiberiana y zonas montañosas (Gainzarain, 2003). Es una de las especies que alcanza una mayor densidad en comunidades vegetales vinculadas a zonas húmedas como carrizales (López y Torres-Pinheiro, 2000; Peiró, 2010). Esos mismos parámetros se cumplen en algunas zonas de la provincia de Córdoba, donde presenta una fenología estival y es una de las especies más abundantes en comunidades de vegetación palustre (Torres *et al.*, 1983).

Los objetivos del presente trabajo son determinar la fenología, situación y patrones de utilización del espacio por la especie en la zona de estudio, así como poner en valor la conservación y establecer criterios de gestión del medio en el espacio del río Guadalquivir a su paso por Córdoba y, en general, de los cauces de nuestro entorno semiárido, destacando su importancia como corredores migratorios y su enorme potencial educativo.

Material y métodos.-

El trabajo de campo se desarrolló en el tramo urbano del río Guadalquivir a su paso por Córdoba, en el espacio denominado “Sotos de la Albolafia” entre los años 2004 y 2017. Durante este largo periodo de tiempo se ha trabajado con un número variable de redes japonesas y con distinta ubicación. A ello nos ha obligado la dinámica propia del río a lo largo de estos años, con espacios inundables y de distribución de comunidades vegetales de extensión y ubicación variable. Las labores de anillamiento han tenido que desarrollarse de forma irregular, con estaciones en las que las crecidas han eliminado la mayor parte de la vegetación palustre e impedido trabajar duran-

te periodos de tiempo prolongados. Las obras de eliminación de la vegetación y pastoreo intensivo de ganado utilizado con la misma finalidad han causado en ocasiones el mismo efecto. De igual modo, la falta de recursos humanos para el desarrollo de esta labor ha hecho imposible abordarla de un modo más riguroso y sistemático. No obstante, se ha generado un volumen de datos que entendemos puede venir a superar el déficit de conocimiento que con relación a los paseriformes se sufre en este espacio natural (Peinazo, 2010) y su migratología en general. Durante el desarrollo del trabajo de campo se ha contado con las autorizaciones necesarias proporcionadas por la Delegación Territorial de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Para exponer los resultados hemos agrupado las aves anilladas por quincenas, desde la segunda quincena de marzo a la primera de noviembre, periodo de estancia de la especie en la zona de estudio.

Los ejemplares capturados fueron anillados con anilla metálica remite "ICONA" y se tomaron las medidas estandarizadas propias de este tipo de estudios. La edad se determinó con arreglo a las características del plumaje, desgaste de plumas de vuelo combinados con caracteres como el color del iris y de la lengua (Svensson, 1996; Demongin, 2016; Jenni y Winkler, 2020). De cada ejemplar se efectuó la toma de las siguientes medidas: longitud de ala según método de la cuerda máxima y de la octava primaria (con aproximación de 0,5 mm), estado graso, peso (con aproximación de 0,1 g) y estado de la musculatura pectoral (Pinilla, 2000).

El sexo se determinó, cuando fue posible, con arreglo al desarrollo de la protuberancia cloacal y placa incubatriz.

Para agruparlos por edades, tienen la consideración de jóvenes las aves nacidas el año calendario de su captura (edad 3), mientras que gozan de la consideración de adultos los nacidos antes del año calendario actual (edad 4, 5 ó 6).

Además, desde un principio, la finalidad última ha sido generar un espacio de trabajo donde fines científicos, de formación, educación y divulgación se dieran la mano. Durante estos años se ha desarrollado una dinámica que ha venido a consolidar el interés de numerosas personas en esta actividad, la ornitología y la conservación de la naturaleza en general. Numerosos anilladores se han formado y perfeccionado en este marco, y un gran elenco de instituciones escolares, educativas, vecinales y colectivos diversos se han beneficiado de esta actividad (ver Cabello de Alba, 2011 y Cabello de Alba y Díaz, 2012).

Resultados.-

El número total de capturas de carricero común ascendió a 1.159, de las cuales 181 correspondieron a recapturas de aves anilladas ese mismo año o años anteriores, sin tener en cuenta recuperaciones de aves anilladas en la misma jornada de trabajo. Con diferencia, se trata de la especie que presenta mayor número de capturas en la estación de anillamiento, donde se han marcado 3.385 aves y se han obtenido 558 controles de aves anilladas. Las capturas se distribuyen entre el 27 de marzo y el 7 de noviem-

bre, fechas de primera y última captura, respectivamente.

En cuanto a la distribución temporal de abundancia de la especie, tras una presencia testimonial en la segunda quincena de marzo, el número de capturas se eleva rápidamente durante el mes de abril hasta alcanzar el máximo durante la segunda quincena de mayo. Los meses de junio y julio siguen una evolución similar: durante la primera quincena se reduce el número de capturas para elevarse durante la segunda quincena de ambos meses. Durante la primera quincena de agosto encontramos una nueva reducción del número de capturas que se recupera de manera progresiva hasta la primera quincena de septiembre, momento a partir del cual hay una reducción progresiva hasta la

primera quincena de noviembre, en que la presencia vuelve a ser testimonial. Como se ha mencionado, la especie no ha sido detectada como invernante, aunque se ha obtenido una recuperación en época estival de aves invernantes en localidades cercanas. En concreto un ave anillada unos diez kilómetros río arriba el 7 de febrero de 2013 y controlada en la localidad de anillamiento en la temporada de cría de 2014, en concreto el 5 de mayo, 5 de junio y 11 de junio de 2014.

Por lo que se refiere a la dinámica comparativa de aves jóvenes y adultos, queda expuesta en la figura 1 como porcentajes de cada grupo de edad sobre el total de aves anilladas en cada una de las quincenas. Se muestra la variación temporal a lo largo del periodo anual de las proporciones de jóvenes y de adultos cap-

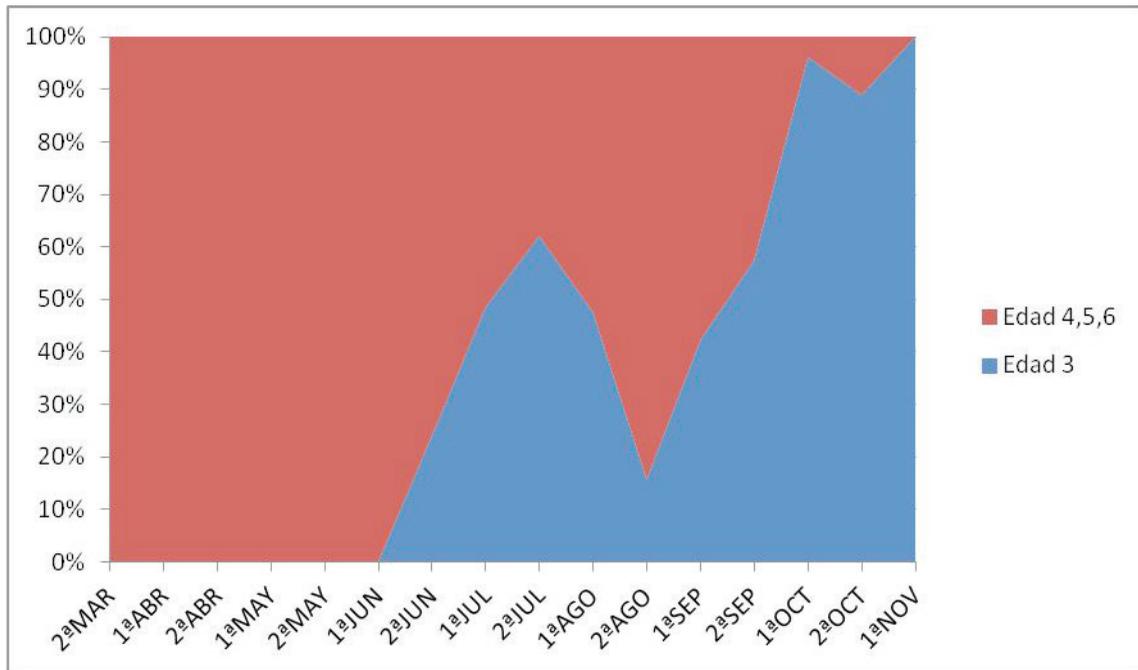


Figura 1. Porcentajes de aves jóvenes y adultas agrupadas por quincenas

turados por quincena. La presencia de jóvenes del año crece durante la primera quincena de junio hasta la segunda de julio, momento a partir del cual el porcentaje de aves del año disminuye a favor de los adultos. Dicha tendencia se rompe durante el mes de agosto, transcurrido el cual vuelve a crecer el número de jóvenes, tendencia que se mantiene durante el resto de la temporada de la especie en la zona de estudio, de modo que a partir de la segunda quincena de septiembre superan al porcentaje de adultos.

Discusión.-

El carricero común fue la especie que presenta un índice de capturas más elevado en la zona, tanto por lo que se refiere a primeros anillamientos como a recuperaciones. Ha representado un 28,89 % de las capturas y un porcentaje del 32,43% de los controles de aves anilladas. Ello concuerda con los datos obtenidos en hábitats parecidos, tanto en nuestra zona (Torres *et al.*, 1983), con en otras regiones de la península ibérica (Velasco y Blanco, 2001; Peiró y Esteve, 2001; Peiró, 2010), donde alcanza densidades elevadas. Sin duda se trata de una especie elástica en cuanto a requerimientos ambientales, adaptada a cambios propios del entorno hidrológico irregular que caracteriza a nuestros ambientes mediterráneos (Jiménez *et al.*, 2018). No obstante, la progresiva desecación y forestación del entorno de nuestro estudio, provocado por la estabilización de las márgenes y reducción de la extensión ocupada por comunidades palustres como la del carrizal, podría acabar reduciendo la presencia de la especie, tanto en época de reproducción como en época

migratoria.

Las primeras llegadas con arreglo a los datos obtenidos se produjeron en la segunda quincena de marzo, en concreto el día 27, sin que hayamos detectado ejemplares invernantes en esta zona dentro del periodo de estudio. Por su parte, la captura más tardía tuvo lugar en la primera quincena de noviembre, el día 7 de este mes. Ambos datos concuerdan con lo descrito en comunidades cercanas (Cantos, 1992; Bermejo, 2004; Matilla, 2011), aunque varían con los datos obtenidos en la laguna de Zóñar (Torres *et al.* 1983), en la que la especie se detecta de abril hasta octubre. Podría plantearse que el cambio climático que se viene observando en nuestro entorno haya provocado este cambio en la fenología migratoria de la especie en el sentido señalado ya por algunos autores (Nieto *et al.* 2018; Chamorro *et al.*, 2019), sobre todo en comparación con estudios realizados a principios de los años ochenta. En cualquier caso, la presencia de esta especie en las fechas señaladas sigue siendo, al menos en esta localidad, testimonial.

Comentario especial merece la recuperación de un ave anillada en una localidad cercana del río Guadalquivir en febrero de 2013 y controlada en temporada de cría de 2014 hasta en tres ocasiones en la localidad de estudio (5 de mayo y 5 y 11 de junio, respectivamente). No sólo es indicativa de la presencia invernal de la especie, sino de que se trata de un ejemplar que por las fechas de control sea probablemente reproductor en la localidad de estudio. Hasta ahora las aves detectadas en invierno en la península

se suponían procedentes de poblaciones más septentrionales que reducen la distancia de su migración (Chamorro *et al.*, 2019), mientras el caso que nos ocupa parece indicar una genuina “sedentarización” de la especie al tratarse de un ave que se reproduce en una zona cercana.

Por otro lado, el número de capturas aumentó desde el inicio del trabajo de campo, en la segunda quincena de marzo, hasta alcanzar un pico máximo en la segunda quincena de mayo. Esta evolución obedece claramente a la llegada de los ejemplares en migración prenupcial, que se desarrolla de forma rápida. Durante la primera quincena de junio se redujo el número de capturas. Se trata de unas fechas en que desaparece el paso migratorio y los residentes están ocupados en tareas de reproducción, caracterizada además por la menor movilidad de las aves, lo que puede reducir las tasas de captura. Durante la segunda quincena de junio tuvo lugar un nuevo repunte que obedece a la incorporación de las aves nacidas en esa temporada y la salida de las aves del nido. Numerosos autores han destacado que la época de cría es la que arroja una menor abundancia de capturas debido a la compartimentación del área en territorios de reproducción y alimentación, por lo que el movimiento de las aves se circunscribe a estos territorios y disminuye la probabilidad de captura (Vera y Giménez, 2013; Grandío y Belzunce, 1990). Durante el mes de julio se da una situación similar pero que obedecería a las segundas puestas de la especie. Una primera quincena donde las capturas bajan, no tanto como en la primera quincena de junio pues algunos jóvenes aun permanecen en las zonas

de cría, y una subida durante la segunda quincena por la incorporación de jóvenes del año que podrían corresponder a una segunda puesta.

A partir de ese momento, la dinámica de la población se ve marcada por la migración postnupcial. La población disminuye por la partida de los ejemplares residentes para recuperarse después por la llegada de ejemplares en paso migratorio, paso que, frente al prenupcial, es mucho más lento y gradual y se detecta desde primeros de agosto hasta finales de octubre e incluso primeros de noviembre. En general, los estudios previos sobre la especie, con algunos matices, coinciden con la dinámica que hemos descrito en la zona de estudio.

Para Cantos (1992), basándose en datos de anillamiento, la migración prenupcial tiene lugar durante los meses de marzo, abril y mayo, mientras que junio y julio serían la época de cría y agosto, septiembre, octubre y noviembre, meses de paso postnupcial. Por su parte, Bermejo (2004) y Matilla (2011), consideran como población local las aves presentes desde mediados de mayo a finales de julio. Todo ello sin perjuicio de que haya momentos en que se solapen en buena medida ejemplares migrantes con otros que aún se encuentran en sus zonas de cría (Pagaldai y Arizaga, 2015). Otros autores han apuntado la posibilidad de que la especie realice segundas puestas que se traduzcan en un aumento poblacional (Peiró, 1996; Peiró, 2010) como también sugieren nuestros datos.

No obstante, es de señalar que los picos de población de jóvenes en el SE de

España que describe este autor se dan durante la primera semana de junio y la primera de agosto, lo que supondría que en Córdoba habría un adelanto como poco de una semana en la fenología de la reproducción.

Otro aspecto a destacar en cuanto a los pasos migratorios con arreglo a los datos obtenidos es la menor duración del paso prenupcial si lo comparamos con el postnupcial. El paso prenupcial concentra una población migrante que se acumula en un tiempo más reducido que la que se da en el paso postnupcial. Casi todos los passeriforme migradores presentan un comportamiento similar, de modo que el tiempo de parada durante la migración prenupcial y, por tanto, la duración del viaje migratorio, es menor durante la migración prenupcial que en la postnupcial (Arizaga, 2010; Feliú, 2020). Este autor obtuvo para el carricero común un tiempo de parada de 8,3 días en el paso prenupcial y de 13,8 días en el postnupcial en el Delta del Ebro, tendencia que

nuestros resultados parecen también reflejar en nuestra zona de estudio. Tal y como señala Cantos (1992) podría influir en la lentitud del paso postnupcial el hecho de que los carriceros comunes aprovechan el paso por la península ibérica para obtener reservas suficientes que les permitan luego atravesar zonas desfavorables como el desierto del Sahara (Bibby y Green, 1983; Fodgen, 1972) o el que el paso primaveral rápido permite abordar las tareas de reproducción y ocupación de territorios con más garantías de éxito frente a los individuos más rezagados (Moreno, 1996). Estos factores pueden explicar la mayor concentración temporal del paso migratorio prenupcial en comparación con el postnupcial, tal y como se deriva de nuestro trabajo. No obstante, es de señalar que la generalidad de los estudios señalan para esta especie y las demás transaharianas que el paso postnupcial recoge mayores contingentes que el prenupcial en la península ibérica (Tellería *et al.*, 1999). Sin embargo, nuestros datos absolutos

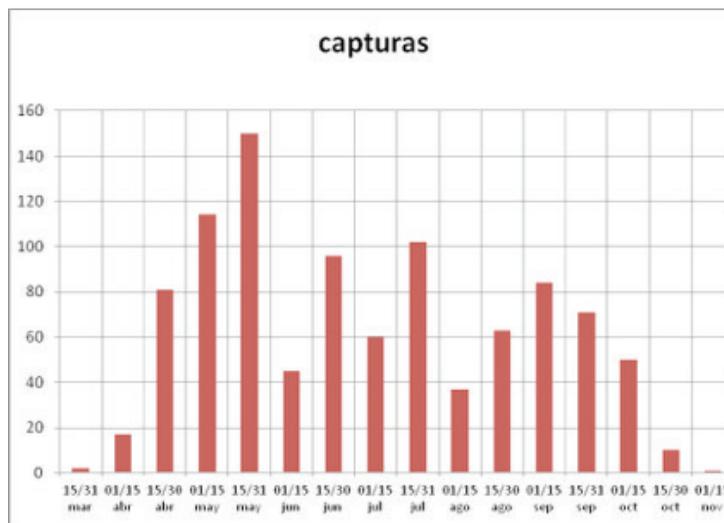


Figura 2. Número absoluto de capturas ordenadas por quincenas durante el periodo de estudio

de capturas sugieren lo contrario, mayor importancia del paso prenupcial que el postnupcial.

Nos queda mucho que saber y aprender de los movimientos migratorios de nuestras aves, pero podemos apuntar que quizá el frente migratorio prenupcial sigue unos cauces mucho más difusos que el postnupcial. Como ya apuntó Bernis (1963), en el paso postnupcial de los migrantes transaharianos tiene más importancia la vía occidental dirección “suroeste”, mientras en la prenupcial siguen una estrategia más rápida en dirección “norte” que hace cobrar importancia a la parte oriental de la península (Cantos, 1998).

En cuanto a la comparativa de la presencia de jóvenes y adultos, los primeros se detectaron durante la segunda quincena de junio, resultados similares a los aportados para la especie en otras zonas de estudio (Peiró, 1996; De la Puente *et al.*, 2000; Bermejo, 2004). Las diferencias observadas podrían explicarse por el hecho de que algunos trabajos distribuyen datos por semanas o a la influencia debida a la dispar disponibilidad trófica entre diferentes estructuras de la vegetación, variable además en nuestra zona de estudio dependiendo del grado de inundación y el correlativo desarrollo del carrizal (Peiró, 2010). La abundancia de juveniles crece de manera ininterrumpida hasta el inicio del mes de agosto. No se aprecian picos intermedios indicativos de posibles segundas puestas, hecho que parecía inferirse de la evolución del total de capturas (figura 1). No obstante, que la abundancia de juveniles siga creciendo hasta el mes de agosto y el hecho de que

las aves del año suelen permanecer en el lugar de reproducción hasta más tarde que los adultos, podría explicar el hecho de que segundas o posteriores puestas pasen desapercibidas o se pongan de manifiesto, como es el caso, a través de un efecto acumulativo, manteniendo la importancia de este grupo de edad sin mostrar oscilaciones en el número de capturas. Durante los meses de agosto, septiembre y octubre, la dinámica de esta población atiende a los patrones generales de la especie en la época postnupcial. Durante el mes de agosto se produce un flujo migratorio de adultos que se traduce en un aumento de este segmento de la población, que decrece paulatinamente durante septiembre y octubre, meses en los que el porcentaje de jóvenes crece correlativamente hasta comprender la práctica totalidad de la población.

El hecho de que el paso migratorio postnupcial de jóvenes muestre un claro retraso frente al de los adultos ha sido indicado por numerosos autores (ver Cantos, 1992 y Tellería *et al.*, 1999). Esta diferencia en la fenología de la migración según grupos de edad se ha tratado de explicar acudiendo a argumentos como la utilización de diferentes rutas migratorias (Bibby y Green, 1983) o diferentes estrategias de muda (Muntaner *et al.*, 1984). No obstante, parece más adecuado entender que frente a los jóvenes, los adultos adquieren de manera más rápida que los jóvenes una condición corporal adecuada para comenzar el viaje migratorio (Bermejo, 2004) y, por tanto, la estancia de los jóvenes en zonas de parada migratoria sería necesariamente más prolongada (Castany, 2006).

Agradecimientos.-

Durante el trabajo de campo se ha contado con la colaboración de numerosos voluntarios y compañeros del Grupo de Anillamiento Epps, muchos de los cuales finalmente se han incorporado a nuestro trabajo como anilladores vinculados al Centro de Migración de Aves de la Sociedad Española de Ornitología. Es el caso de Pedro Moreno, Rafael Pulido, Juan Manuel Cívico, Pedro Requena, Sergio Álvarez, Emilia Jiménez y David Sánchez. La ayuda de Javier Álvarez ha sido indispensable durante largas jornadas. Fernando Díaz, Florencio Sánchez también echaron una mano importante en una labor que durante mucho tiempo se planteó abierta a quien quiso colaborar y que llegó a congregarse y despertar el interés de muchas personas vinculadas al mundo de las aves en Córdoba y que sería interminable enumerar aquí. Arantza Leal, de la oficina de anillamiento atendió en todo momento nuestras consultas sobre la base de datos de aves anilladas y Diego Jordano revisó una primera versión del manuscrito.

A todos ellos mi agradecimiento con la esperanza de que podamos más pronto que tarde retomar el trabajo.

Bibliografía.-

Arizaga, J. 2010. Análisis de recapturas de carriceros (*Acrocephalus spp*) en Txingudi: Ruta migratoria, tiempo de paso y velocidades migratorias. *Munibe* (Ciencias naturales-Natur Zientziak), 58: 197-209.

Bermejo, A. 2004. *Migratología, es-*

tructura y dinámica poblacional de paseriformes asociados a vegetación de ribera. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Bernis, F. 1963. Sobre la migración de nuestros Paseriformes transaharianos. *Ardeola*, 8: 41-119.

Bibby, C.J. y R.K. Green, 1983. Food and fattening of migrating warblers In some French marshlands. *Ringing and Migration*, 4: 175-184.

Cabello de Alba, F. 2012. Educación Ambiental en torno al Río Guadalquivir. La vertiente educativa del anillamiento científico. *Arvícola*, 3. AEA El Bosque Animado. Córdoba.

Cabello de Alba, F. y F. Díaz, 2011. *¿Qué es la ornitología? Salida del aula de la naturaleza a los sotos de la albolafia para el anillamiento de aves*. Aula de la Naturaleza Centro Penitenciario de Córdoba. Asociación Ecologista Guadalquivir. Córdoba.

Castany, J., 2006. Análisis de peso, grasa y sedimentación en el Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en la desembocadura de río Mijares (Castellón). *Revista de Anillamiento*, 16-17: 11-17.

Cantos, F.J. 1992. *Migración e invernada de la familia sylvidae (orden paseriforme, clase aves) en la península ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Cantos, F.J. 1998. Patrones geográficos de los movimientos de sílvidos transaharianos a través de la península ibérica.

Ecología, 12: 407-411.

Cramp, S. (eds). 1992. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. VI. Oxford University Press, Oxford.

Chamorro, D., I. Nieto, R. Real y A.R. Muñoz 2019. Wintering areas on the move in the face of warmer winters. *Ornis Fennica*, 96: 41-54.

De la Puente, J., J. Seoane y A. Bermejo, 2000. Notas sobre la biología de passeriformes palustres en el centro de la Península Ibérica, I: el Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*). En Carbonell, R. y M. Julià (eds.): XII Jornadas Ornitológicas españolas, pp 125-127. Seo/Birdlife.

Demongin, L. 2016. *Identification Guide to birds in the hand*. Beauregard-Vendon.

Feliú, J. 2020. *Estudi sobre l'ecologia del stopper en passeriformes migrants de llarga distancia al Delta de L'Ebre*. Tesis doctoral. Universitat de Lleida.

Fodgen, M.P.L., 1972. Premigratory dehydration in the reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* and water as a factor limiting migratory range. *Ibis*, 114 (4): 548-552.

Gainzarain, J.A. 2003. Carricero común, *Acrocephalus scirpaceus*. En R. Martí y J.C. del Moral (eds.). Atlas de las Aves Reproductoras en España. 460-461. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Grandío, J.M. y J.A. Belzunce, 1990. Es-

tructura estacional de las comunidades de Paseriformes en una marisma del País Vasco Atlántico. *Munibe*, 41: 47-58.

Jenni, L. y R. Wiinkler 2020. *Moult and ageing of european passerines*. Second edition. Helm edition, London.

Jimenez, J., J.M. Hernández, J. Feliú, M. Carrasco y R. Moreno-Opo 2018. Breeding in a dry wetland. Demographic response to drought in the Common Reed-Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. *Ardeola*, 65(2): 247-259.

López, G. y R. Torres-Pinheiro. 2000. Abundancia de passeriformes palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el Parque natural de El Hondo (Alicante). En R. Carbonell y M. Julià (eds): Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas, 183-185. Seo/Birdlife. Madrid.

Matilla, M. 2011. Estudio biométrico de las poblaciones local y migrante de Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en un humedal costero del este de España (Marjal del Moro, Sagunto, Valencia). *Revista de anillamiento*, 27: 14-26.

Moreno, J. 1996: Reproducción de aves y evolución. *La Garcilla*, 96: 10-17.

Muntaner, J.; X. Ferrer y A. Martínez-Villalta. 1984. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Barcelona, 32 pp.

Nieto, I., D. Chamorro, L. J. Palomo, R. Real y A. R. Muñoz 2018. Is the Eurasian Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* a regular wintering in the Iberian Peninsula?

la? Ringing data say yes. *Acta Ornithologica*, 53 (1): 61-68.

Pagaldai, N. y J. Arizaga, 2015. Spatio-temporal overlap between local and non-local reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* during the autumn migration period. *Ardeola*, 62 (2): 343-349.

Peinazo, D. 2010. Después de treinta años. Estudios sobre los valores naturales del río Guadalquivir a su paso por Córdoba. Bibliografía científica ordenada cronológicamente. *Arvícola*, 1. AEA El Bosque Animado. Córdoba.

Peiró, I.G. 1996. Patrones de abundancia y dinámica corporal del Carricero común *Acrocephalus scirpaceus* en carrizales del Parque Natural del Hondo (SE de España). *Apus*, 7-8. Centro de Migración de Aves. Seo/Birdlife.

Peiró, I.G. y M.A. Esteve 2001. *Ecología de los passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Instituto Alicantino de cultura "Juan Gil Albert". Alicante.

Peiró, I.G. 2010. *Estudios de campo sobre passeriformes palustres. Ecología, evolución, comunidades y conservación*. Técnicas en Biología de la Conservación-nº 3. Tundra ediciones. Valencia.

Pinilla, J. (Coord.) 2000. *Manual para el anillamiento científico de aves*. SEO/Birdlife y DGCN-MIMAM. Madrid.

Ramírez, J. 1998. Un posible caso de comportamiento sedentario de un Carricero común *Acrocephalus scirpaceus* en una localidad del Sur de España. *Butlletí*

del Grup Catalá D'anellament, 15: 51-53.

Svensson, L. 1996. *Guía para la identificación de los Passeriformes Europeos*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Tellería, J.L., Asensio, B. y M. Díaz. 1999. *Aves Ibéricas Vol II. Paseriformes*. José Manuel Reyero Editor, Madrid.

Torres, J.A.; Cárdenas A.M. y C. Bach. 1983. Estudio de la comunidad de passeriformes de la laguna de Zóñar (Córdoba, España). *Naturalia Hispanica*, 24. ICONA, Madrid.

Velasco, T. y G. Blanco 2001. Avifauna nidificante en los sotos fluviales de la comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*: 56-67.

Vera, P. y M. Giménez. 2013. Colonización y evolución inicial de la comunidad de passeriformes en un humedal restaurado del este de la Península Ibérica. *Revista de Anillamiento*, 31-32. SEO/Birdlife.



*Fresno del arroyo Pedro Moro
foto F.J. Sánchez-Polaina*

Nuevas aportaciones al inventario de árboles singulares de la provincia de Córdoba: Conquista

New contributions to the list of iconic trees of Cordoba province: Conquista

Francisco J. Sánchez-Polaina¹, Fernando Jimena-Medina², José María Valderas-Gallardo³

¹ Departamento de Medio Ambiente, Diputación de Córdoba. Avda. Mediterráneo, s/n. 14071. Córdoba. fsanchezp@dipucordoba.es

² EPRINSA, Diputación de Córdoba. C/ Manuel María de Arjona, 1. 14001. Córdoba. fjimena@eprinsa.es

³ C/ de la Playa, 25. 11500 El Puerto de Santa María (Cádiz). jvalderasgallardo@gmail.com

Resumen.-

Se presentan los datos morfométricos y etnográficos de tres árboles singulares localizados en el término municipal de Conquista (NE Córdoba), no citados en ningún inventario hasta la fecha. Comparando los datos obtenidos con los existentes a nivel andaluz, el Taraje de las Minas del Inglés sería el de mayor perímetro en la base, mientras que el Fresno del arroyo Pedro Moro presentaría unas dimensiones que lo sitúan entre los diez actualmente incluidos en el catálogo andaluz. Por su parte el Chaparro de Tolobastían, a pesar de no tener unas dimensiones excepcionales, es un elemento de particular interés como tradicional cruce de caminos en Conquista. Pensamos que en aras de mejorar su conservación los tres ejemplares son susceptibles de inclusión en el Catálogo andaluz de árboles singulares, dado que en la actualidad no tienen figura de protección alguna.

Palabras clave: provincia de Córdoba, Conquista, árboles singulares, *Tamarix canariensis*, *Quercus rotundifolia*, *Fraxinus angustifolia*.

Summary.-

Both morphometric and ethnographic data on three iconic trees located in the municipality of Conquista (NE Cordoba) are presented here and for the first time. Through the comparison of these data with the existing information, it can be assured that the “Taraje de las Minas del Inglés” tree is the one with a wider basal perimeter. Otherwise, the “Fresno del arroyo Pedro Moro” shows an overall size that would rank it among the ten trees currently included in the regional list. The “Chaparro de

Tolobastián” is another specimen of interest, as it has been traditionally recognised as a crossroad in Conquista. In order to advance in the conservation of these trees, we advocate for their inclusion in the regional catalogue of iconic trees, given that nowadays they are not protected in any way.

Key words: Cordoba province, Conquista, iconic trees, *Tamarix canariensis*, *Quercus rotundifolia*, *Fraxinus angustifolia*.

Introducción.-

El municipio de Conquista se localiza en la comarca de Los Pedroches, al noreste de la provincia de Córdoba, haciendo límite con la provincia de Ciudad Real (Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha) a través del río Guadalmez. No cuenta con ningún árbol incluido en el Inventario de árboles y arboledas singulares de la provincia promovido en su día por la Diputación de Córdoba (Inédito, 2001; Tamajón y Reyes, 2002) o en el Inventario de árboles singulares de Andalucía elaborado por la Junta de Andalucía (Sánchez-Lancha, 2003b).

En el presente trabajo se presentan datos morfométricos, etnográficos e históricos de tres ejemplares del término municipal de Conquista inéditos hasta la fecha. Un taraje (*Tamarix canariensis* Willd.

1816), al que en la localidad se le conocía como *sabino*, probablemente por su porte, similar al de algunas sabinas singulares de la Península Ibérica; una encina (*Quercus rotundifolia* Lam. 1785) conocida en Conquista como Chaparro de Tolobastián; y un fresno (*Fraxinus angustifolia* Vahl 1804) localizado en el arroyo Pedro Moro.

Material y métodos.-

Siguiendo la metodología descrita para la toma de medidas de árboles singulares (Domínguez et al., 2010), con fecha 2/5/2018 se tomaron las siguientes medidas de los ejemplares citados: altura (m), perímetro en la base (m); perímetro normal a 1,30 (m); diámetro de copa dirección N-S; y diámetro de copa dirección E-O. Para los perímetros se usó una cinta métrica y para la

Nombre	A	PB	PN	DC (N-S)	DC (E-O)
Taraje de las Minas del Inglés	6,18	5,55	4,16	11,2	9,15
Chaparro de Tolobastián	10,18	3,4	2,37	10,3	11,4
Fresno del Arroyo Pedro Moro	15,4	6,2	3,7	18,1	17,15

Tabla 1. Medidas morfométricas de los ejemplares del estudio (datos en metros). A: altura; PB: perímetro en la base; PN: perímetro normal a 1,30 m; DC (N-S): diámetro de copa dirección norte-sur; DC (E-O): diámetro de copa dirección este-oeste.



Figura 1. Taraje de las Minas del Inglés. Izquierda: invierno de 2017; derecha: primavera de 2018

altura y diámetros una estación total de topografía con distanciómetro con una precisión angular de 6"/1.8 mgon y dimensional de 3 mm + 5 ppm. La medición se realizó con dos repeticiones en dos estacionamientos, con visado correcto a la base del tronco y utilizando la herramienta de la estación.

Resultados.-

Los resultados de las mediciones efectuadas se muestran en la Tabla 1.

El Taraje de las Minas del Inglés (Figura 1) se localiza en el Camino de la Ermita de San Gregorio (coordenadas ETRS89 368871, 4254633) y se trata de un individuo solitario en una dehesa con encina (*Q. rotundifolia*) y retama (*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. 1840) como especies acompañantes. No ha florecido en las tres últimas primaveras, lo que podría indicar que posiblemente se encuentra ya en su senectud (Tamajón, com. pers.).

Nombre y especie	Localidad	A	PB	PN	DC (N-S)	DC (E-O)
Taray del Cortijo El Río (<i>T. canariensis</i>)	María (Almería)	9,00*	2,80		10,50	9,30*
Taray de la Playa de los Bajos (<i>T. canariensis</i>)	Roquetas de Mar (Almería)	6,00	4,00	1,50	6,50	6,10
Taraje de Navalsalado (<i>T. africana</i>)	Olvera (Cádiz)	9,75*	4,10	3,80	12,00*	10,50*
Taraje del Puente de la Barca (<i>T. africana</i>)	Jerez de la Fra. (Cádiz)	10,00*	5,30		13,80*	13,40*
Taraje del Vado de las Estacas (<i>T. canariensis</i>)	Baena (Córdoba)	9,00*	5,40	5,85#*	5,70	11,20*

Tabla 2. Medidas morfométricas de los tarajes, con indicación de la especie, incluidos en el Inventario de árboles singulares de Andalucía (datos en metros). # a 0,40 m de altura. * = dato mayor que el obtenido para el Taraje de las Minas del Inglés.



Pedro López Nieves

Figura 2. Chaparro de Tolobastían

Nombre	Localidad	A	PB	PN	DC (N-S)	DC (E-O)
Fresno del Puente de la Rosca	Los Barrios (Cádiz)	20,00*	6,50*	3	19,50*	19,00*
Fresno del Arroyo del Valle	Espiel (Córdoba)	21,00*	4,90	3,75*	15,30	16,40
Fresno del Camino del Rincón del Obispo	Don Fadrique (Granada)	15,00	5,30	4,10*	15,10	16,30
Fresno de la Dehesa del Oso	Siles (Jaén)	18,00*	5,60	4,60*	13,40	13,40
Fresno del Cortijo de S. José de los Propios	Úbeda (Jaén)	25,00*	6,50*	4,00*	27,00*	27,00*
Fresno del Odiel	Campofrío (Huelva)	12,00	4,30	3,15	14,20	15,50
Fresno del Río Múrtigas	Cumbres de S. Bartolomé (Huelva)	20,00*	5,30	3,95*	20,00*	20,00*
Fresno del Toril	Jabugo (Huelva)	24,00*	5,90		19,00*	20,00*
Fresno del Cerro Santopitar	Málaga	19,50*	5,20	3,70	15,20	19,00*
Fresno del Molino del Corcho	Cazalla de la Sierra (Sevilla)	24,50*	5,70	3,25*	17,50	22,00*

 Tabla 3. Medidas morfológicas de los fresnos (*Fraxinus angustifolia*) incluidos en el Inventario de árboles singulares de Andalucía (datos en metros). * = Dato mayor que el obtenido para el Fresno del Arroyo Pedro Moro.

A fin de comparar los datos obtenidos con los del resto de tarajes singulares incluidos en las publicaciones provinciales del Inventario andaluz (Sánchez-Lancha, 2003a; Sánchez-Lancha, 2003b; Sánchez-Lancha, 2010) se ha procedido a elaborar una tabla en la que se muestran todos los ejemplares y sus medidas morfométricas, indicándose con un asterisco aquellas medidas mayores que las descritas para el taraje objeto de estudio (Tabla 2). Los tarajes catalogados individualmente en Andalucía pertenecen a las especies *T. africana* y *T. canariensis*. En cuanto a arboledas singulares a nivel andaluz hay que mencionar un tarajal de *T. gallica* localizado en la provincia de Córdoba, en las inmediaciones de Alcolea (Sánchez-

Lancha, 2003b). Dicho tarajal ya fue previamente inventariado (Tamajón y Reyes, 2002) y de hecho en ese bosque se encuentra el taraje más alto de la provincia y de todos los catalogados a nivel andaluz con 11,5 m de altura.

El Chaparro de Tolobastían se localiza en la “Dehesa de Quebradillas” (Fig. 2), monte público de titularidad municipal, concretamente, en la intersección del Camino de La Loma del Fresno, hoy día casi desaparecido, y el Camino de las Herrerías (coordenadas ETRS89 370591, 4249923). El primero era un camino público que puede apreciarse en los fotogramas del vuelo americano de 1956, así como en cartografías anteriores, y que, según se desprende de las



Figura 3. Fresno del arroyo Pedro Moro

F.J. Sánchez-Polaina

coberturas fotogramétricas de los años 77-83 y 97-98, su actual desaparición estaría directamente relacionada con la construcción de la línea de tren de alta velocidad Madrid-Córdoba hacia finales de los años ochenta del pasado siglo.

El Fresno del Arroyo Pedro Moro (Fig. 3) se localiza a algo menos de 10 m del cauce del arroyo (coordenadas ETRS89 372932, 4249494) y a sólo 7 m del límite de la Zona de Especial Conservación del Arroyo de Ventas Nuevas (ES6130014) (BOJA, núm. 86 de 7 de mayo de 2015). En la Tabla 3 se muestran las medidas morfométricas de los fresnos incluidos en el catálogo de árboles singulares de Andalucía (Sánchez-Lancha, 2003a; 2003b; 2003c; 2003d; 2004a; 2004b; 2004c).

Discusión.-

En relación al resto de tarajes catalogados como singulares en Andalucía, el Taraje de las Minas del Inglés es el de mayor perímetro en la base y el segundo de mayor perímetro normal. Dado que a nivel nacional todos los tarajes singulares catalogados pertenecen a las especies *T. gallica* o *T. canariensis* (Domínguez, datos no publicados), cabría pensar que los ejemplares descritos como *T. africana* en la provincia de Cádiz no estuvieran correctamente determinados, y a ello habría que sumar el hecho de que la especie no suele tener porte arbóreo ni alcanza alturas tan elevadas como las registradas en dicho territorio (10 m) (Tamajón, com. pers.). El tamaño del taraje estudiado podría explicarse por su localización a escasos 250 m de las

minas que le darían nombre, puesto que con toda probabilidad debió recibir las aguas de lavado del mineral de bismuto, desde 1906, año de la puesta en marcha del *Grupo Minero San Sixto* por la compañía inglesa *The M.F.H. Syndicated Limited*, hasta su cierre definitivo en 1953 (Gutiérrez, 2013a).

El Chaparro de Tolobastían no presenta unas medidas morfométricas que lo hagan especialmente singular, pero su interés estaría relacionado con el apartado e) del art. 49 del *Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats* (BOJA, núm. 60, de 27 de marzo de 2012): estar relacionado con acontecimientos históricos, culturales o populares relevantes. Esta era la encina que servía a los arrieros y gentes del lugar para tomar el Camino de las Herrerías, adentrándose así en la Dehesa de Quebradillas, o bien tomar el Camino de la Loma del Fresno, que llegaría hasta Azuel (T.M. Cardeña). En el municipio de Conquista es un árbol popular que se conoce desde tiempo inmemorial. La primera referencia a este árbol la encontramos en un trabajo de Gutiérrez (2013b) al citar el nombre de uno de los 18 cercos en que se divide la Dehesa de propios de Conquista, el cercón nº 7 Tolobastían, donde se dice textualmente “Tolobastían hace referencia al Chaparro de Tolobastían, una de las encinas célebres de la Dehesa...”. Se desconoce el origen del nombre del chaparro, pero como mera hipótesis, proponemos que pudiera proceder de una singular transformación proveniente de los

nombres Bartolomé y Sebastián. Según Gutiérrez (2013c), el primer escribano de Conquista fue un tal Sebastián Muñoz, propuesto para tal cargo en 1577 al corregidor de la ciudad de Córdoba y, de otro lado, el mismo autor, en la relación de alcaldes de la villa dice que en 1581 fue segundo alcalde de la villa de Conquista Bartolomé Ruíz de Martyn Gil, nombre propio que sólo se ha repetido una vez en la lista de primeros ediles de Conquista, y casi un siglo más tarde, en 1679. Es pues plausible que el término Tolobastían, pudiera proceder de la unión de los apodos *tolo* y *bastián*, procedentes de los nombres propios de dos personas con alto rango en la Villa y que coincidieron en el tiempo entre los años 1577 y 1581. Además, y curiosamente, según puede verse en la primera edición del Mapa Topográfico Nacional 1:50.000 (<http://signa.ign.es/signa/Pege.aspx?>), tras el cruce del Chaparro de Tolobastían, el Camino de la Loma del Fresno pasaría cerca de un cortijo denominado Cortijo de Martin Gil, apellidos de uno de los personajes citados. Gutiérrez (com. pers.) muestra sus reservas con la hipótesis en tanto no sea investigada con más detalle.

La primera referencia al Fresno del arroyo Pedro Moro la encontramos en el apartado dedicado a la flora y vegetación del Inventario Ambiental del Estudio de Impacto Ambiental del PGOU de Conquista (Inédito, 2007). En este trabajo, Delgado-Marzo indica la necesidad de su catalogación como árbol singular de la provincia e indica que probablemente pertenecería al antiguo bosque en galería del arroyo Pedro Moro. El Fresno de Conquista se encontraría

en una posición intermedia entre los fresnos catalogados como singulares en Andalucía (Sánchez-Lancha, 2003a; 2003b; 2003c; 2003d; 2004a; 2004b; 2004c). Sólo el Fresno del Cortijo de San José de los Propios tiene mayores dimensiones en todos los parámetros cuantificados, y algún ejemplar de los incluidos en el catálogo andaluz no superaría las dimensiones de ninguna de las variables del ejemplar de Conquista.

Pensamos que la catalogación como árboles singulares de Andalucía de los ejemplares aquí estudiados, al amparo de lo dispuesto en el Decreto 23/2012 (op. cit.) estaría más que justificada para facilitar su conservación y evitar así su pérdida.

Agradecimientos.-

A Juan Jesús Moyano Molero, que nos acompañó y ayudó amablemente en la toma de datos. La determinación a nivel de especie del Taraje de las Minas del Inglés ha sido posible gracias al inestimable trabajo de Emilio Laguna Lumbreras y de Pedro López Nieves, a los que quedamos profundamente agradecidos. Susana Domínguez Lerena nos facilitó información sobre los tarajes y fresnos singulares incluidos en la base de datos Nacional del Proyecto “Arboles: Leyendas Vivas”. Juan de Dios Sarazá nos facilitó información sobre la localización del Fresno del arroyo Pedro Moro. A Rafa Tamajón por sus comentarios

Bibliografía.-

Boletín Oficial de la Junta de Andalucía

núm. 86, de 7 de mayo de 2015. Decreto 111/2015, de 17 de marzo, por el que se declaran las Zonas Especiales de Conservación pertenecientes a la Cuenca Hidrográfica del Guadiana y la Zona Especial de Conservación Corredor Ecológico del Río Tinto.

Domínguez, S., Corchero, S., y Albano, R. 2010. Manual de Buenas prácticas para los árboles singulares. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid. 121 pp.

Gutiérrez, J.P. 2013a. Página 3 de Conquista (Algunos datos sobre su minería). Departamento de Ediciones y Publicaciones. Diputación de Córdoba, Córdoba. 30 pp.

Gutiérrez, J.P. 2013b. Página 4 de Conquista (La Dehesa de Quebradillas. Algunos datos para su historia). Departamento de Ediciones y Publicaciones. Diputación de Córdoba, Córdoba. 46 pp.

Gutiérrez, J.P. 2013c. Página 2 de Conquista. Del origen y otros sucesos y personas. Ediciones Litopress, Córdoba. 367 pp.

Inédito. 2001. *Informe final del proyecto titulado "Inventario de los árboles y arboledas singulares de la provincia de Córdoba"*. Convenio especial de colaboración entre la Diputación de Córdoba y la Universidad de Córdoba. Córdoba.

Inédito. 2007. Estudio de Impacto Ambiental del Plan General de Ordenación Urbanística de Conquista.

Tomo I Inventario Ambiental (Memoria interpretativa). Ayuntamiento de Conquista. Recuperado de: <http://ws041.juntadeandalucia.es/medioambiente/situadifusion/pages/search.jsf>. [15/09/2020]

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2003a. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 235 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2003b. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Córdoba*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 200 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2003c. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Granada*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 291 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2003d. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 183 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2004a. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Huelva*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 205 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2004b. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Jaén*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 227 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2004c. *Árboles y arboledas singulares de Andalucía: Málaga*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 223 pp.

Sánchez-Lancha, A. (dir.). 2010. *Árboles*

y arboledas singulares de Andalucía:
Almería. Consejería de Medio Ambiente,
Sevilla. 195 pp.

Tamajón, R. y Reyes, J. 2002. *Árboles
y arboledas singulares la provincia de
Córdoba.* Estudios de Medio Ambiente
Provincial, 4. Delegación de Medio
Ambiente y Protección Civil, Diputación
de Córdoba, Córdoba. 136 pp.



Zorzal real
foto_Juan Aragonés

Invernada del zorzal real (*Turdus pilaris*) en la Sierra de Córdoba

Wintering of Fieldfare (*Turdus pilaris*) in “Sierra de Córdoba”

Diego Peinazo y José Márquez

Sociedad Cordobesa de Historia Natural
socohina@gmail.com

Resumen.-

Entre diciembre de 2017 y febrero de 2018 se constató la invernada de varios ejemplares de zorzal real (*Turdus pilaris* Linnaeus 1758) en la Sierra de Córdoba, un hecho poco documentado en Sierra Morena.

Palabras clave: Zorzal real, *Turdus pilaris*, Sierra Morena, invernada

Summary.-

From December 2017 to February 2018, a group of Fieldfares (*Turdus pilaris* Linnaeus 1758) lingered in Sierra de Córdoba. This could be considered as a rather uncommon event in Sierra Morena.

Keywords: Fieldfare, *Turdus pilaris*, Sierra Morena, wintering

Introducción.-

La distribución de la invernada habitual del zorzal real (*Turdus pilaris* Linnaeus 1758) en España se restringe, principalmente, a la mitad norte. Destacan tres núcleos geográficos con una alta concentración: el norte de las provincias pirenaicas centrales, la vertiente meridional cantábrica y, sobre todo, el eje del Sistema Ibérico. En Andalucía las áreas de invernada más regulares son la Sierra de las Nieves y la Sierra de Segura (Santos,

2013). En Sierra Morena la especie es considerada como invernante rara e irregular, con muy pocas citas, la mayoría de ejemplares cazados en olivares (Romero-Porrino, 2012).

Su escasa presencia tanto en Andalucía como en la provincia de Córdoba revela la importancia de la detección de esta especie en la Sierra de Córdoba en el invierno 2017/2018.

Datos de las observaciones.-

Las observaciones se realizaron en las proximidades de la barriada de Santa María de Trassierra (término municipal de Córdoba), en un poljé kárstico labrado en caliza cámbrica por el que circula el arroyo del Molino (cuadrícula 10x10 UTM 30SUG39). La zona está vallada en todo su perímetro y en ella domina la vegetación herbácea de bajo porte, desarrollándose la vegetación leñosa en el perímetro del poljé y en el cauce del arroyo. Entre los árboles y arbustos se encuentran presentes encinas (*Quercus rotundifolia*), alcornoques (*Quercus suber*), pinos piñoneros (*Pinus pinea*), majuelos (*Crataegus monogyna*), lentiscos (*Pistacia lentiscus*) y madroños (*Arbutus unedo*), entre otros. El soto del

arroyo alberga olmos (*Ulmus minor*), álamos blancos (*Populus alba*) y negros (*Populus nigra*), alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), almeces (*Celtis australis*), zarzamoras (*Rubus ulmifolius*) y rosales silvestres (*Rosa spp.*), entre las especies más destacables. En el periodo que se realizaron las observaciones existía una explotación de ganado vacuno.

En total tenemos constancia de 14 registros diferentes; la primera cita se produjo el 3 de diciembre de 2017 y la última el 24 de febrero de 2018, ambas de 2 ejemplares. El número máximo de individuos registrados fueron 10, el 25 de diciembre. En cinco ocasiones se observaron 3 o más ejemplares (tabla 1).

Fecha	N.º de ejemplares	Observadores	Fuente
03/12/2017	2	José Márquez y Diego Peinazo	Observado.org
04/12/2017	4	José Márquez	Observado.org
09/12/2017	2	Diego Peinazo	Observado.org
16/12/2017	5	José Márquez y Diego Peinazo	Observado.org
25/12/2017	10	José Márquez y Diego Peinazo	Observado.org
29/12/2017	3	Diego Peinazo	Observado.org
30/12/2017	1	Diego Peinazo	Observado.org
31/12/2017	1	Fernando Díaz	Observado.org
14/01/2018	1	Albert Savijn	Observado.org
17/01/2018	1	José Márquez	Observado.org
20/01/2018	4	Fernando Díaz y Antonio Leiva	Observado.org
27/01/2018	1	Diego Peinazo	Observado.org
21/02/2018	1	David Sánchez y Floren Sánchez	Comunicación personal
24/02/2018	2	Diego Peinazo	Observado.org

Registros de zorzal real en el invierno 2017-2018 en la Sierra de Córdoba

Los zorzales reales eran fácilmente detectables por la tarde, cuando prospectaban el prado en busca de alimento; les acompañaban otros túrdidos como zorzales charlos (*Turdus viscivorus*), zorzales alirrojos (*Turdus iliacus*) y en menor medida mirlos comunes (*Turdus merula*) y zorzales comunes (*Turdus philomelos*). Por la mañana, los zorzales solían permanecer en la vegetación descansando o consumiendo frutos, especialmente almezas.

Varios son los factores locales que pueden explicar la presencia durante el invierno 2017/2018 del zorzal real en este paraje. En primer lugar, la abundancia de recursos tróficos tanto de origen animal como vegetal; en segundo lugar, la sequía acaecida durante el final del otoño de 2017 (Moya, 2017) y el principio del invierno (Moya, 2018), que ha podido favorecer la concentración de esta especie en lugares más húmedos; y por último, la ausencia de molestias, poco tránsito en el interior de la zona vallada y la no

práctica de la caza en la zona. A estas circunstancias locales hay que sumar que durante el invierno 2017/2018 el número de citas de esta especie fue más alto de lo habitual en Andalucía (tabla 2).

Bibliografía.-

eBird España. 2020. Andalucía. <https://ebird.org/map/fieldf?bmo=1&emo=12&byr=2014&eyr=2020&env.minX=-7.523&env.minY=36.0&env.maxX=-1.63&env.maxY=38.729&gp=true> (consultado 08/12/2020).

Moya, M. 2017. Un otoño de 2017 en Córdoba muy cálido y muy seco. *Cordopolis*. <https://cordopolis.es/2017/12/08/un-otono-de-2017-en-cordoba-muy-calido-y-muy-seco/> (consultado 10/12/2020).

Moya, M. 2018. El invierno 2017/2018 en Córdoba, frío y seco. *Cordopolis*. <https://cordopolis.es/2018/03/14/el-invierno-20172018-en-cordoba-frio-y-se>

	Suma n.º máximos		N.º localidades		N.º localides + citas		N.º Provincias
	eBird	Observado	eBird	Observado	eBird	Observado	Ebird y Observado
Invierno							
2014/2015	1	0	1	0	0	0	1
2015/2016	6	16	2	3	0	1	1
2016/2017	0	4	0	4	0	1	3
2017/2018	15	15	8	4	1	2	7
2018/2019	2	3	2	2	0	1	4
2019/2020	28	35	8	7	3	1	4

Observaciones de zorzal real en Andalucía. Suma n.º máximos: es el resultado de la suma de los números máximos de ejemplares observados por localidad. N.º Localidades: es el número de localidades diferentes donde hay registros. N.º localidades + citas: es el número de localidades en el que se existen al menos dos registros distanciados como mínimo de una semana (Observado, 2020 y eBird, 2020)

co/ (consultado 10/12/2020).

Observado Andalucía (2020). https://andalucia.observation.org/gebiet/view/192165?g=0&from=2014-01-29&to=2020-12-07&sp=143&z=0&u=0&rows=20&akt=0&kle=0&show_zero=0&page=1 (consultado 07/12/2020).

Romero-Porrino, R. 2012. *Guía de las aves de Sierra Morena*. ADIT-Sierra Morena. Disponible en: www.avesdesierramorena.com (consultado 10/12/2020).

Santos, T. 2013. Zorzal real. *Turdus pilaris*. pp. 420-421. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.



Diego Peinazo

Primera cita de *Bubopsis agrionoides* (Rambur, 1838) (Neuroptera, Ascalaphidae) en la provincia de Córdoba

First record of *Bubopsis agrionoides* (Rambur, 1838) (Neuroptera, Ascalaphidae) in the province of Cordoba

Rafael Obregón¹ y Juan Manuel Sánchez²

1. Dpto. de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Área de Ecología Terrestre, Edif. Celestino Mutis, Campus de Rabanales, Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España.

rafaobregonr@gmail.com

2. Avenida de Cádiz, 54. Córdoba, 14009. jm.sanvel@hotmail.com

Bubopsis agrionoides (Rambur, 1838) es un neuróptero de la familia Ascalaphidae, cuyas alas completamente hialinas es una característica distintiva dentro de las especies ibéricas de la subfamilia Ascalaphinae.

Es una especie típica del mediterráneo occidental, estando presente en Europa, en España, Francia e Italia, y en el Norte de África, en Marruecos (Aspöck *et al.*, 2001). Actualmente sus citas ibéricas se restringen a las aportadas en el Atlas de los neurópteros de la Península Ibérica e Islas Baleares (Montserrat y Triviño, 2013) y a trabajos posteriores (Montserrat *et al.*, 2012, 2014, Obregón *et al.*, 2016). Presenta una distribución irregular, con localidades dispersas por la geografía Ibérica, habiéndose registrado en Jaén, Cádiz, Málaga, Granada, Almería, Murcia, Alicante, Valencia, Castellón, Cuenca, Barcelona, Gerona y Huesca (Montserrat *et al.*, 2012; 2014) y en Badajoz, Sevilla y Huelva (Obregón *et al.*, 2016).

Datos de la observación realizada.

En los muestreos realizados en el periodo estival de 2020 para el atlas de ropalóceros de la provincia de Córdoba (Fernández-Haeger *et al.*, 2020) se observó un ejemplar macho el 10-07-2020, en Puerto del Cerezo, en el macizo de Horconera, Parque Natural Sierras Subbéticas, Los Villares, Priego de Córdoba (Córdoba). 30SUG83 (MGRS; UTM 10x10 km), 1.200 m.s.n.m. Descripción del hábitat: Formaciones de matorral en el piso supramediterráneo, etapa serial del encinar basófilo (*Paenion-Querceto rotundifoliae* S.) dominada por romeral (*Rosmarinus officinalis*) y aulagar (*Ulex parviflorus*) acompañado de otras especies como *Thymus zygis* y *Phlomis lychnitis*.

La cita que se aporta en este trabajo tiene el interés de que constituye el primer registro de la especie en la provincia de Córdoba, ampliándose la distribución conocida en Andalucía.



Figura 1. Ejemplar macho de *Bubopsis agrionoides* en su posición típica con el abdomen elevado, lo cual le permite mimetizarse con el medio. Ejemplar macho fotografiado en el Puerto del Cerezo, Parque Natural de Sierras Subbéticas de Córdoba.

Agradecimientos.-

A Antonio García, Director-Conservador del Parque Natural Sierras Subbéticas por las gestiones para facilitarnos el acceso por algunos caminos de acceso restringido y a los agentes medio ambientales de este espacio natural, en especial a Pedro Arjona por su ayuda en el campo. A la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible por la concesión de los permisos para la captura de insectos con fines científicos en Andalucía.

Bibliografía.-

Aspöck, H., Hölzel, H. y Aspöck, U. 2001. Kommentierter Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera,

Megaloptera, Neuroptera) der Westpaläarktis. *Denisia* 2: 1-606.

Fernández-Haeger, J., Jordano, D., Fernández, P., Obregón, R. y Sánchez, J.M. 2020. Mariposas diurnas de Córdoba: ecología y conservación. Serie Recursos Naturales de Córdoba. Diputación de Córdoba. 160 pp.

Michel, B. y Kral, K. 2008. Ecology and eye morphology in *Bubopsis agrionoides*, *Puer maculatus* and *Deleproctophylla dusmeti* (Neuroptera, Ascalaphidae). *Annales. Series Historia Naturalis* 18(1): 127-134.

Montserrat, V.J., Acevedo, F. y Triviño, V. 2012. Los ascaláfidos de la Península Ibérica y Baleares (Insecta: Neuroptera: Ascalaphidae). *Heteropterus Revista de Entomología* 12(1): 33-58.

Montserrat, V.J. y Triviño, V. 2013.
Atlas de los neurópteros de la
Península Ibérica e Islas Baleares
(Insecta, Neuroptera: Megaloptera,
Raphidioptera, Planipennia).
*Monografías de la Sociedad
Entomológica Aragonesa*, vol. 13.
Zaragoza.

Montserrat, V.J., Badano, D. y Acevedo,
F. 2014. Nuevos datos de ascaláfidos
para la Península Ibérica, con una
nueva especie para la fauna europea.
Heteropterus Revista de Entomología
14(2): 147-167

Obregón, R., Tomàs, J. y Gutiérrez,
D. 2016. Primeras citas de *Bubopsis
agrionoides* (Rambur, 1838) en
Extremadura y otras aportaciones para
Andalucía (Neuroptera, Ascalaphidae).
*Boletín de la Asociación Española de
Entomología*, 40, 3-4: 5-498.

