

# Evolución demográfica de la población de carricero común *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 en la costa vasca.

## Demographic trends of the Cantabrian population of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 on the Basque coast.

Juan Arizaga<sup>1\*</sup>, Edorta Unamuno<sup>2</sup>, Maite Laso<sup>1</sup>



### Resumen

El objetivo de este trabajo es estimar la tendencia de la población de carricero común *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 en la costa vasca. Para ello, se han utilizado los datos que se obtienen en el Programa de Estaciones de anillamiento para la Monitorización de Aves Nidificantes, entre los meses de mayo y agosto durante el periodo 2010-2019, en Txingudi y Urdaibai, los dos carrizales más importantes del área de estudio. A lo largo de este periodo, la población de carriceros de la costa vasca no presenta un patrón lineal de cambio significativo en su abundancia, productividad y supervivencia. No obstante, el índice de abundancia sí mostró fluctuaciones. El cambio en el índice de abundancia de 2019 en relación a 2010 se estima en un 30,5% y en un 60,4% para la productividad. En cuanto a supervivencia, se estima un valor medio de 0,48 (IC95% = 0,28-0,82), con una probabilidad de residencia de  $0,400 \pm 0,034$ . La probabilidad de recaptura se estima en 0,406-0,432. El índice de supervivencia en 2019 ( $0,45 \pm 0,10$ ) se situó en el rango observado para el conjunto del periodo por lo que no varió respecto a la media de años anteriores. No hallamos evidencia de que las variaciones observadas en el tamaño de la población en un año determinado puedan deberse a la productividad del año anterior o a

<sup>1</sup> Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Departamento de Ornitología, Zorroagagaina 11, 20014 Donostia.

\*Correspondencia autor: jarizaga@aranzadi.eus

<sup>2</sup> Urdaibai Bird Center.

Sociedad de Ciencias Aranzadi, Orueta 7,  
48314 Gautegiz-Arteaga (Bizkaia).



la supervivencia. La población de carriceros de la costa vasca no parece presentar síntomas de estar en un estado de conservación desfavorable desde el punto de vista de su tendencia de la abundancia.

**Palabras clave:** aves, conservación, dinámica de poblaciones, estaciones de anillamiento, monitoreo, Txingudi, Urdaibai.

### Abstract

The aim of the present article is to estimate the population trends of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804, breeding on the Basque coast. For that reason, we used data collected in a site-based ringing programme (EMAN Programme), from May to August, during the period 2010-2019, in Txingudi and Urdaibai, the main two reed beds within the region. During this 10-year period, the population did not exhibit any lineal trend with regard to its abundance, productivity or survival rate. However, the abundance data showed clear interannual fluctuations. The population change in 2019 as compared to 2010 was +30.5% (30.4% for productivity). The mean annual survival rate was 0.48 (95%CI = 0.28-0.82), with a probability of residence of  $0.400 \pm 0.034$ . Recapture probability ranged from 0.406 to 0.432. The survival rate in 2019 ( $0.45 \pm 0.10$ ) did not change as compared to previous years. We did not find any evidence supporting the idea that the abundance in a given year might correlate with either the productivity of the previous year before or survival. The conservation status of these populations seems to be favorable, at least with regard to their abundance trend.

**Key words:** birds, conservation, population dynamics, ringing station, monitoring, Txingudi, Urdaibai.

### Laburpena

Lan honen helburua da euskal kostaldeko *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 lezkari arruntaren populazioaren joera zein den jakitea. Horretarako, Hegazti Habiagileak Monitorizatzeko Eratzunketa-gune programan lortutako datuak erabili dira, maiatzetik abuztura bitartean, 2010-2019 aldian, Txingudin eta Urdaibain, zeinak baitira ikerketa eremuko bi lezkadi garrantzitsuenak. Denboraldi horretan, euskal kostaldeko lezkarien populazioak ez zuen izan aldaketa nabarmenik ugaritasun, produktibitate eta biziraupeneko patroil linealetan. Ugaritasun indizeak, ordea, gorabeherak izan zituen. 2010. urtearekiko, 2019ko ugaritasun indizearen aldaketa %30,5koa izan dela zenbatetsi da, eta %60,4koa produktibitatearena. Biziraupenari dagokionez, batez besteko balioa 0,48 dela zenbatetsi da (%95KT = 0,28-0,82), bizilekua izateko probabilitatea  $0,400 \pm 0,034$  delarik. Berreskuratzeko probabilitatea 0,406-0,432 dela zenbatetsi da. Biziraupen indizea 2019an ( $0,45 \pm 0,10$ ) aldi osorako behatutako tartean kokatu zen eta, beraz, ez zen aldaketarik antzeman aurreko urteetako batez bestekoarekiko. Ez genuen jaso ebidentziarik esateko urte jakin batean populazioaren tamainan ikusitako aldaketak aurreko urteko produktibitatearen edo

biziraupenaren ondorio izan daitezkeela. Ugaritasun joerari dagokionez, ez dirudi euskal kostaldeko lezkarien populazioa kontserbazio-egoera txarrean dagoenik.

**Gako hitzak:** hegaztiak, kontserbazioa, populazioen dinamika, eraztunketa-guneak, behaketa jarraitua, Txingudi, Urdaibai.



## Introducción

El seguimiento de poblaciones, y particularmente de sus tendencias demográficas, es un capítulo esencial en el ámbito de la conservación (Staneva & Burfield, 2017), pues permite detectar cambios en parámetros como la abundancia, reproducción o supervivencia (Devictor *et al.*, 2010, Dickinson *et al.*, 2012, Jiguet *et al.*, 2012). El anillamiento, en este contexto, es una herramienta que contribuye a obtener índices sobre precisamente estos parámetros (Peach *et al.*, 1996, Peach *et al.*, 1999, Robinson *et al.*, 2009). La Sociedad de Ciencias Aranzadi inició en 2010 el Programa de Estaciones para la Monitorización de Aves Nidificantes (Programa EMAN), cuyo objetivo es tomar datos con los que obtener índices para determinar el estado de conservación de las poblaciones, a través de la estimación de su abundancia (y, en consecuencia, tendencia de población), productividad y supervivencia (Arizaga *et al.*, 2013). Este programa es paralelo a otros proyectos similares tales como las estaciones SYLVIA (Institut Català d'Ornitologia) o PASER (Sociedad Española de Ornitología) en España, o el programa CES en Reino Unido (Peach *et al.*, 1998) o STOC en Francia (Levrel *et al.*, 2010) (para más detalles ver también Robinson *et al.*, 2009).

El carricero común *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 es una especie con una amplia área de reproducción en Europa y el suroeste de Asia (Cramp, 1992) y en buen estado de conservación (BirdLife, 2020). En Europa, la población es estable o incluso está aumentando en varios países (Staneva & Burfield, 2017). Inverna en el Sahel y Sudán (aunque se ausenta de las grandes zonas húmedas del interior, como son los arrozales de Mali o el Delta del Níger), así como los manglares de África Occidental (Zwarts *et al.*, 2009). Por ello, las sequías que azotan esta región periódicamente no parecen tener efectos en su demografía (Peach *et al.*, 1991), que dependería más de la calidad del hábitat en su área de cría (Poulin *et al.*, 2002, Thaxter *et al.*, 2006). Para el conjunto de España, la población se incrementó entre el 2,6% y 11,6% durante el periodo 1998-2006 (Carrascal & Palomino, 2008). Este aumento alcanzó el 55% durante el periodo 1998-2013 (SEO/BirdLife, 2013). Con posterioridad, no ha habido nuevas estimaciones.

En Euskadi, la población de carricero común presenta un área de distribución discontinua (Fernández *et al.*, 2012). Nidifica solamente en humedales costeros y en los del

centro (Llanada Alavesa) y el sur de Álava (Fernández *et al.*, 2012). El último censo estimó un tamaño poblacional algo inferior a 250 territorios, de los que casi un 60% se localizaba en Urdaibai (Bizkaia) y el 76,5% en el conjunto de la costa vasca (Fernández *et al.*, 2012). En consecuencia, la costa juega en la actualidad un papel clave para la conservación de la especie en la región, aunque el estado de conservación de esta población se desconoce. En Urdaibai se ha descrito un incremento desde principios de los ochenta del pasado siglo hasta mediados de la década de 2000 (Galarza & Hidalgo, 2006), pero su evolución posterior se desconoce. La recuperación de carrizales en Txingudi, asimismo, es muy posible que haya favorecido el asentamiento de una población más numerosa que la que debió haber en décadas pasadas, en las que la existencia de carrizales se limitaba a márgenes de cursos fluviales (Noval, 1967), ya que las marismas habían sido transformadas en cultivos y pastizales a través de la construcción de 'polders' (Etxaniz *et al.*, 1998). Como en el caso de Urdaibai, no obstante, la evolución de la población de carriceros en Txingudi durante los últimos años es totalmente desconocida. A la vista de la situación de la especie tanto a nivel peninsular como continental, cabría esperar un aumento o estabilidad poblacional.

El objetivo de este trabajo es estimar la tendencia de la población de carricero común en la costa vasca en la última década. Para ello, se han utilizado los datos que se obtienen en el Programa EMAN, durante el periodo 2010-2019.

## Material y métodos

### Área y protocolo de muestreo

Este estudio se realizó en los dos carrizales más importantes para la especie en Euskadi: Txingudi y Urdaibai. Concretamente, el área de muestreo se estableció en un área de carrizales en la regata de Jaizubia, en Txingudi (43,35°N 1,82°W), y en una zona del carrizal de Barrutia (Kortezubi), en Urdaibai (43,32°N 2,67°W). En el caso de Txingudi se trata de un carrizal con una alta influencia mareal, mientras que en Urdaibai la influencia mareal afecta al carrizal únicamente durante la pleamar en mareas vivas.

El muestreo de carriceros se basó en capturas para anillamiento, llevadas a cabo bajo los estándares que establece la Sociedad de Ciencias Aranzadi en su programa de anillamiento EMAN. En cada uno de los carrizales se estableció una estación de anillamiento en la que el esfuerzo de muestreo (número y posición de las redes que se usaron para capturar aves) se mantuvo constante durante todo el periodo de estudio (Ralph & Dunn, 2004). Los carriceros se capturaron mediante redes de niebla de 2,5 m de altura y 16 mm de haz de luz, abiertas sólo durante un periodo de 6 h a partir de la salida del sol en cada una de las jornadas de muestreo. El muestreo se desarrolló de 2010 a 2019 (10 años), una vez por quincena, desde el inicio de mayo hasta la

primera quincena de agosto, manteniendo un intervalo mínimo de seis días entre muestreos consecutivos. Esto supone un total de siete muestreos por año. En el caso de Txingudi se utilizaron un total de 216 m lineales de red mientras que en Urdaibai se emplearon 120 m. Cada ave capturada fue anillada y determinados su edad y sexo. En cuanto a la edad consideramos dos categorías: primeros años (jóvenes), si eran aves nacidas durante el año en curso; adultos, aves de más de un año de vida (Svensson, 1996).

### Análisis estadísticos

Para calcular la tendencia de la población de la especie de estudio se utilizó el paquete 'cesr' (Robinson, 2014) para R (R Core Team, 2014). Éste permite estimar tendencias para la abundancia, productividad y supervivencia a partir de datos de anillamiento en estaciones de esfuerzo constante (Robinson *et al.*, 2009, Arizaga *et al.*, 2017). Por otro lado, con el fin de evitar el grueso del solapamiento temporal de aves en paso y locales debe tenerse en cuenta que en los análisis del índice de abundancia sólo se consideran las primeras 4 jornadas de muestreo. Se evitan, así, las capturas de adultos tanto en julio como en agosto, meses en los que ya existe un alto porcentaje de aves en paso (Arizaga *et al.*, 2019). Para cada uno de los parámetros, se determinó: (1) su valor de cambio en 2019 respecto a 2010; y (2) su tendencia lineal a lo largo de todo el periodo de estudio (10 años; 2010-2019).

Además, una vez obtenido el valor de cada uno de los parámetros para cada año se comprobó, mediante un test de correlación de Pearson, si el índice de abundancia en cada uno de los años ( $t$ ) estaba correlacionada con la productividad de los años precedentes ( $t-1$ ) y la supervivencia inter-anual (para el intervalo  $t-1$  a  $t$ ). Para llevar a cabo este análisis se utilizó la función 'cor.test' para R (R Core Team, 2014).

### Resultados

Durante el periodo 2010-2019 se capturaron un total de 1783 carriceros (Tabla 1). De todos ellos, 305 ejemplares fueron recapturados una o más veces, dando lugar a un total de 610 recapturas. Sólo 145 ejemplares (8%) fueron recapturados en años posteriores al año de anillamiento (esto es, el año en que se capturaron por primera vez). Por estaciones, el número de anillamientos en Txingudi asciende a 996 ejemplares (y 353 recapturas) y en Urdaibai, a 787 ejemplares (y 257 recapturas) (Tabla 1). Por edades, en conjunto se capturaron más adultos que jóvenes (1054 frente a 716; esto es el 59,6%).

El cambio en el índice de abundancia de 2019 en relación a 2010 se estima en un 30,5% para la fracción adulta y en un 60,4% para la productividad (Fig. 1). La ten-

|          | Anillamiento |     |     | Recapturas |     |     |
|----------|--------------|-----|-----|------------|-----|-----|
|          | Desc.        | Jv. | Ad. | Desc.      | Jv. | Ad. |
| Txingudi | 9            | 394 | 593 | 7          | 20  | 326 |
| Urdaibai | 4            | 322 | 461 | 5          | 16  | 236 |

Tabla 1.- Número de carriceros comunes capturados para anillamiento y recapturados posteriormente (tanto el mismo año como en años posteriores) en Txingudi y Urdaibai, durante el periodo 2010-2019 (entre los meses de mayo a agosto). Edad: Desc, desconocido; Jv, jóvenes; Ad, adultos.

Table 1.- Number of reed warblers captured for ringing and recaptured in Txingudi and Urdaibai during the period 2010-2019 (from May to August). Age: Desc, unknown; Jv, juveniles; Ad, adults.

dencia lineal para todo el periodo es -2% ( $\pm$  SE = 2%) anual para la abundancia ( $P = 0,264$ ) y +2% ( $\pm 1\%$ ) para la productividad ( $P = 0,100$ ), esto es, no existe un patrón lineal de cambio significativo a lo largo de todo este periodo. No obstante, el índice de abundancia sí ha sido objeto de fluctuaciones. Concretamente, de 2010 a 2013 la abundancia mostró un patrón de variabilidad fluctuante. Posteriormente, durante un periodo de 4 años (2014-2017), la fracción de aves reproductoras sufrió un declive acusado. En tan sólo dos años, no obstante, la población se recuperó, alcanzando en 2019 niveles de abundancia superiores al valor de origen en 2010 (Fig. 1).

En cuanto a supervivencia, se estima un valor medio de 0,48 (IC95% = 0,28-0,82), con una probabilidad de residencia (probabilidad de que un ave capturada sea local) de  $0,400 \pm 0,034$ . La probabilidad de recaptura (probabilidad de recapturar un ave anillada que está viva y en la zona) se estima en 0,406-0,432. El índice de supervivencia en 2019 ( $0,45 \pm 0,10$ ) se situó en el rango observado para el conjunto del periodo por lo que no varió respecto a la media de años anteriores. La tendencia lineal para todo el periodo es  $-1,5 \pm 4\%$  anual, no siendo significativa ( $P = 0,641$ ).

No se observa ninguna correlación significativa entre el índice de abundancia y la productividad ( $r = -0,274$ ,  $P = 0,476$ ) o la supervivencia ( $r = -0,320$ ,  $P = 0,400$ ) (Fig. 2).

## Discusión

A lo largo de un periodo de 10 años (2010-2019), la población de carriceros de la costa vasca no presentó un patrón lineal de cambio significativo en la abundancia, productividad y supervivencia. No obstante, el índice de abundancia sí experimentó importantes fluctuaciones durante este periodo. Nuestros resultados sugieren la existencia de variaciones de cierta magnitud que hacen que, incluso en un periodo relativamente corto (10 años), la población pase por coyunturas demográficas diferentes (inestabilidad, declives, crecimientos...).

No hallamos evidencia con la que apoyar la idea de que las variaciones observadas en el tamaño de la población en un año determinado puedan deberse a la productividad

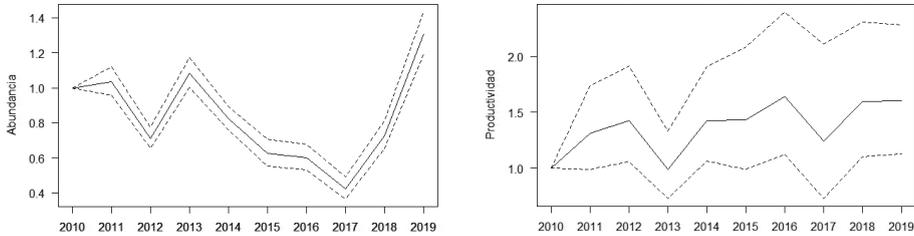


Fig. 1.- Índice de abundancia y productividad ( $\pm$  IC95%) de la población de carriceros comunes capturados para anillamiento en Txingudi y Urdaibai, durante el periodo de cría de 2010 a 2019.

Fig. 1.- Index of abundance and productivity ( $\pm$  95%CI) of a population of reed warblers captured in Txingudi and Urdaibai, during the breeding period of 2010 to 2019.

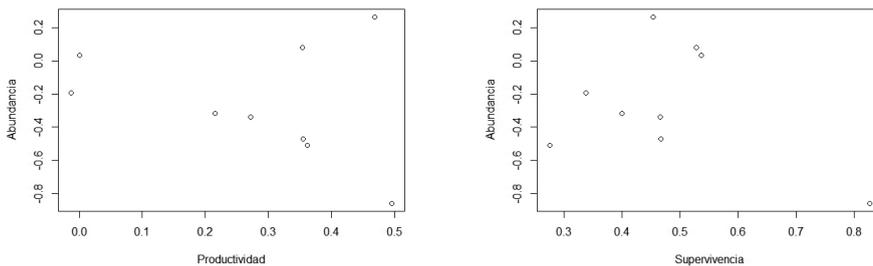


Fig. 2.- Diagramas de dispersión en los que se muestra la relación de la productividad y la supervivencia (año  $t-1$ ) sobre la abundancia ( $t$ ) de carriceros comunes en Txingudi y Urdaibai.

Fig. 2.- Plots showing relationships between the abundance (in year  $t$ ) and productivity and survival ( $t-1$ ) of reed warblers from Txingudi and Urdaibai.

del año anterior o a la supervivencia. Quizás, el tamaño observado de la población a nivel local no se debe exclusivamente a la dinámica demográfica operante en los dos carrizales estudiados, sino que puede también estar influenciado por las dinámicas que operan a escalas geográficas mayores (Newton, 2013), e.g. a través de procesos meta-poblacionales fuente-sumidero (Vermaat *et al.*, 2008). Asimismo, también es posible que los parámetros que se han estimado para la productividad y la supervivencia se asocien a niveles de incertidumbre muy altos que, en consecuencia, no permiten detectar cambios pequeños en los mismos así como correlaciones con otros parámetros tales como el propio índice de abundancia, cuyo margen de error fue mucho más pequeño (Fig. 1) (Payton *et al.*, 2003). Así nótese cómo el valor medio de la supervivencia (0,48) se asocia a una incertidumbre muy alta (IC95% = 0,28-0,82), posiblemente debida a limitaciones en el tamaño muestral (White & Burnham, 1999),

sin descartarse que, además, el modelo no esté optimizado para el tratamiento de transeúntes (esto es, individuos no establecidos localmente, muchos de los cuales son, probablemente, aves en paso) (Arizaga *et al.*, 2019).

Respecto a esta última idea, no se debe descartarse, efectivamente, la influencia de la presencia de aves no reproductoras (Arizaga *et al.*, 2019). Estas aves pueden ser ejemplares que están aún en paso migratorio, bien hacia las áreas de cría (paso prenupcial) (Arizaga *et al.*, 2010) o hacia las áreas de invernada (paso posnupcial) (Pagaldai & Arizaga, 2015), así como aves 'locales' que, por varias causas, no llegan a reproducirse (Arizaga *et al.*, 2010). En este último caso sí se trataría de individuos que deben ser contabilizados, pues son parte del *stock* que potencialmente nidifica en el área de estudio. Desafortunadamente, la clasificación de ejemplares concretos como migrantes o locales no es posible, pues existe un alto solapamiento de su morfología (Arizaga *et al.*, 2010). No obstante, al eliminar del análisis de abundancia los carriceros capturados entre el mes de julio y agosto sí se lograría evitar el grueso del solapamiento de aves locales y en paso, pues la presencia de carriceros en paso en mayo y junio es mucho menor porque el paso prenupcial es rápido y el número de aves que se detienen en los estuarios de la costa vasca es significativamente más bajo que el que se registra en paso posnupcial en estas mismas zonas (Arizaga *et al.*, 2014). En el caso de la productividad, no obstante, existe un solapamiento amplio entre la época de cría y los procesos de dispersión y migración (Pagaldai & Arizaga, 2015), de tal modo que resulta muy difícil separar jóvenes de origen local de otros procedentes de otras zonas. La amplia incertidumbre ligada al índice de productividad, así, podría responder a esta circunstancia. Sería conveniente, en este contexto, explorar análisis alternativos para tratar de calcular estimas robustas de productividad.

La existencia de un efecto de la meteorología sobre el valor de los parámetros que estimamos en nuestros análisis parece poco probable. Por un lado se ha señalado que las condiciones del Sahel no influyen en la dinámica de las poblaciones de carriceros que crían en Europa (Zwarts *et al.*, 2009), debido a que la especie inverna en hábitats y regiones que no dependen de las precipitaciones que modulan los procesos biológicos y ecológicos en el Sahel (Peach *et al.*, 1991, Zwarts *et al.*, 2009, Trierweiler *et al.*, 2013). Por otro lado, en un estudio reciente llevado a cabo en Txingudi se observó, asimismo, que la supervivencia aparente a nivel local y la proporción de transeúntes no dependía ni de las precipitaciones del Sahel ni de la precipitación en la zona de estudio (Arizaga *et al.*, 2019).

En conclusión, durante el periodo 2010-2019, se observa que la población de carriceros de la costa vasca no presenta síntomas de estar en un estado de conservación desfavorable desde el punto de vista de su abundancia. El mantenimiento de sendas estaciones de anillamiento en Txingudi y Urdaibai, no obstante, continúa siendo esencial para monitorizar esta población a largo plazo y detectar la aparición potencial de problemas asociados a su conservación. En paralelo, sería conveniente

hacer hincapié en la oportunidad de establecer estaciones de anillamiento en otras zonas de Euskadi, especialmente en el centro y el sur de Álava, con el fin de obtener estimas para el conjunto del territorio y comparar, además, las poblaciones del interior con las costeras. Finalmente, con el fin de evaluar correctamente el estado de conservación de la especie sería necesario hacer estudios en paralelo para determinar su área de distribución.

## Agradecimientos

Las estaciones EMAN de Txingudi y Urdaibai son financiadas por el Gobierno Vasco y, en el caso de Txingudi, también por la Diputación Foral de Gipuzkoa. El anillamiento de aves fue autorizado por las Diputaciones forales de Gipuzkoa y Bizkaia. Agradecemos, asimismo, la colaboración de los anilladores que se adscriben al grupo de anillamiento Estación de Anillamiento de Txingudi y que han colaborado en las campañas de Txingudi a lo largo de todos estos años. El artículo fue revisado por dos expertos que contribuyeron a mejorar una primera versión del trabajo.

## Bibliografía

Arizaga, J., Crespo, A., Iraeta, A., 2013. Noticias EMAN n.1 Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia.

Arizaga, J., Crespo, A., Iraeta, A., 2017. Noticias EMAN n. 5. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia.

Arizaga, J., Fontanilles, P., Laso, M., Andueza, M., Unamuno, E., Azkona, A., Koenig, P., Chauby, X., 2014. Stopover by reed-associated warblers *Acrocephalus* spp. in wetlands in the southeast of the Bay of Biscay during the autumn and spring passage. *Revista Catalana d'Ornitología* 30, 13-23.

Arizaga, J., Laso, M., Aranguren, I., Goikoetxea, J., Jauregi, J. I., Martínez, J., Sánchez, J.M., 2019. Testing for the effect of meteorological conditions on transient dynamics of a reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* population breeding in northern Iberia. *Journal of Ornithology* 161, 351–357.

Arizaga, J., Mendiburu, A., Alonso, D., 2010. Non-breeding reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) in June in southern Europe: local or still migrating birds? *Belgian Journal of Zoology* 140, 74-76.

BirdLife, 2020. Species factsheet: *Acrocephalus scirpaceus*. Available from <http://www.birdlife.org>.

Carrascal, L.M., Palomino, D., 2008. Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006. SEO/BirdLife, Madrid.

Cramp, S., 1992. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 6. Oxford University Press, Oxford.

Devictor, V., Whittaker, R.J., Beltrame, C., 2010. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16, 354-362.

Dickinson, J.L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R. L., Martin, J., Phillips, T., Purcell, K., 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 291-297.

Etxaniz, M., Puche, A., Estonba, M., 1998. Txingudi. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

Fernández, J.M., Gurrutxaga, M., Belamendia, G., Etxaniz, M., Galarza, A., 2012. Tamaño y estado de conservación de las poblaciones nidificantes de carricero tordal *Acrocephalus arundinaceus* (Linnaeus, 1758) y carricero común *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) en el País Vasco. *Munibe, Cien. nat.* 60, 175-189.

Galarza, A., Hidalgo, J., 2006. Diagnósis de la fauna vertebrada asociada a los carrizales de la reserva de Urdaibai: censo y cartografía de la avifauna (2005/2006). Fundación Urdaibai.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* 44, 58-66.

Levrel, H., Fontaine, B., Henry, P.-Y., Jiguet, F., Julliard, R., Kerbiriou, C., Couvet, D., 2010. Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: A French example. *Ecological Economics* 69, 1580-1586.

Newton, I., 2013. Bird populations. Collins New Naturalist Library, London.

Noval, A., 1967. Estudio de la avifauna de Guipúzcoa. *Munibe* 19(1-2), 5-78.

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

Payton, M.E., Greenstone, M.H., Schenker, N., 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *Journal of Insect Science* 3, 34.

Peach, W., Baillie, S., Underhill, L., 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to West African rainfall. *Ibis* 133, 300-305.

Peach, W.J., Baillie, S.R., Balmer, D.E., 1998. Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting. *Bird Study* 45, 257-275.

Peach, W.J., Buckland, S.T., Baillie, S.R., 1996. The use of constant effort mist-netting to measure between-year changes in the abundance and productivity of common passerines. *Bird Study* 43, 142-156.

- Peach, W.J., Siriwardena, G.M., Gregory, R.D., 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36, 798-811.
- Poulin, B., Lefebvre, G., Mauchamp, A., 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107, 315-325.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. ISBN 3-900051-07-0, Vienna, Austria.
- Ralph, C.J., Dunn, E.H., 2004. Monitoring bird populations using mist nets. *Studies in Avian Biology* 29, 1-6.
- Robinson, R., 2014. Cesr: Trend analysis of Constant Effort Site ringing data. R package version 0.22.
- Robinson, R.A., Julliard, R., Saracco, J.F., 2009. Constant effort: Studying avian population processes using standardised ringing. *Ringling & Migration* 24, 199-204.
- SEO/BirdLife, 2013. Resultados del Programa SACRE 1996-2013. SEO/BirdLife, Madrid.
- Staneva, A., Burfield, I., 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International.
- Svensson, L., 1996. Guía para la identificación de los paseriformes europeos. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Thaxter, C.B., Redfern, C.P.F., Bevan, R.M., 2006. Survival rates of adult Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* at a northern and southern site in England. *Ringling & Migration* 23, 65-79.
- Trierweiler, C., Mullie, W.C., Drent, R.H., Exo, K.M., Komdeur, J., Bairlein, F., Harouna, A., de Bakker, M., Koks, B.J., 2013. A Palaearctic migratory raptor species tracks shifting prey availability within its wintering range in the Sahel. *J. Anim Ecol* 82, 107-120.
- Vermaat, J., Vigneau, N., Omtzigt, N., 2008. Viability of meta-populations of wetland birds in a fragmented landscape: testing the key-patch approach. *Biodiversity and Conservation* 17, 2263-2273.
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, 120-139.
- Zwarts, L., Bijlsma, R.G., Van der Kamp, J., Wymenga, E., 2009. Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist.

Fecha de recepción/ Date of reception: 05/04/2020

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 03/06/2020

Editor Asociado / Associate editor: Iván de la Hera