

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/340102151>

Censo de aves nocturnas de Euskadi, 2018

Article in *Munibe Ciencias Naturales* · March 2020

DOI: 10.21630/mcn.2020.68.03

CITATIONS

0

READS

1,122

22 authors, including:



Iñigo Zuberogoitia

Estudios Medioambientales Icarus S.L.

210 PUBLICATIONS 2,782 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Ainara Azkona

Aranzadi Science Society

39 PUBLICATIONS 522 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gorka Belamendía

Vitoria-Gasteiz City Council

53 PUBLICATIONS 51 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Javier López de Luzuriaga

11 PUBLICATIONS 91 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Peregrines: Long-term monitoring program [View project](#)



La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado . SECEM, Málaga. [View project](#)

Censo de aves nocturnas de Euskadi, 2018

Nocturnal bird surveys of the Basque Country, 2018

Iñigo Zuberogoitia^{1,2*}, Maite Laso², Alexandra Egunez², Ainara Azkona^{1,2}, Sergio de Juan³, Carlos González de Buitrago¹, Gorka Belamendia³, Rosa de Siria Apaolaza³, Ana Gracianteparaluceta³, Izaskun Aguirre³, Nober Fuente³, Jordi Gómez³, Emilio López³, Alfonso López de Armentia³, Javier López de Luzuriaga³, Diego Malo³, Jabi Manzano³, I. Martínez³, Jose Ignacio Ocariz³, Silvia Prats³, Rakel Santos³, Brian Webster³



Resumen

En este trabajo se desarrolló un protocolo de censo a gran escala para obtener datos actuales de las aves nocturnas y que sirva de base para futuros trabajos. El área de estudio, Euskadi, se dividió en cuadrículas UTM de 5x5 km de las que se escogieron 65 que representaban todos los tipos de vegetación. Dentro de cada cuadrícula se seleccionaron 8 Unidades de Censo (UCs), separadas entre sí por una distancia mínima de 1 km. En cada UC se llevó a cabo un protocolo de censo dividido en tres fases: 5 min de escucha de voces espontáneas, 5 min de reclamo de una sola especie y 5 min de escuchas en silencio, que se repitió mensualmente desde enero hasta julio de 2018. Sólo se utilizó el reclamo de una especie por censo, de acuerdo con los picos anuales específicos de respuesta al reclamo, y únicamente para las estrigiformes. El cárabo común resultó ser la especie más abundante y ampliamente distribuida de Euskadi, siguiéndole bastante lejos la lechuza común, el autillo europeo y el mochuelo europeo; mientras que el búho chico y el búho real fueron escasos y con una distribución localizada, y el búho campestre y el mochuelo boreal resultaron ser especies raras. El chotacabras europeo apareció en el 31,1% de las UCs, mientras

¹ Estudios Medioambientales Icarus.

C/ San Vicente, 8. 6ª Planta. Dpto 8. Edificio Albia I. 48001 Bilbao. Bizkaia.

*Correspondencia autor: zuberogoitia@icarus.es

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8945-7386>

² Departamento de Ornitología. Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Alto Zorroaga 11. 20014 Donostia-San Sebastian. Gipuzkoa.

³ Instituto Alavés de la Naturaleza.

Pedro de Asua, 2. 01008 Vitoria-Gasteiz. Araba.



que no se detectaron chotacabras cuellirrojos, ni alcaravanes comunes, y tan sólo tres machos de chocha perdiz en el periodo reproductor. Finalmente, las codornices comunes fueron detectadas en el 3,8% de las UCs y sólo en el censo de julio.

Palabras clave: Aves nocturnas, censos de grandes áreas, chotacabras, distribución poblacional, métodos de censo, rapaces nocturnas, reclamo, voces espontáneas.

Abstract

We developed a large-scale survey protocol to secure current data on nocturnal birds as well as to obtain a reliable method for future surveys. We surveyed nocturnal birds in 65 5x5 km UTM squares that represented all the vegetation types of the Basque Country. We selected eight Survey Points (SPs) in each square, considering a minimum distance of 1 km between SPs. In each SP we developed a three-phase survey protocol for censusing nocturnal species: a 5-min wait for spontaneous voices, a 5-min broadcast of recorded vocalisations of only one species, and a 5-min wait in silence, which was repeated on a monthly basis from January to July 2018. According to the annual maximum peak of response to playback broadcasts in our study area, we broadcasted recorded vocalisations of only one owl species per survey period. The tawny owl was the most abundant and widely distributed owl species in the study area, followed a long way behind by the barn owl, Eurasian scops owl, and little owl, whereas the long-eared owl and eagle owl resulted scarce and patchily distributed, and the short-eared owl and boreal owl were rare species. European nightjars appeared in 31.1% of the SPs, whereas no records of red-necked nightjars and stone-curlews were obtained and only three woodcocks were detected during the breeding season. Common quails were detected in 3.8% of the SPs and only in July.

Key words: Broadcasted voices, census methods, large scale surveys, nightjars, nocturnal birds, owls, population distribution, spontaneous voices.

Laburpena

Lan honetan azalera handiko guneetan burutzen diren zenbaketen protokoloa bat garatu da, gaueko hegaztien datu berriak lortzeko eta etorkizuneko lanen oinarri izateko. Ikerketa area, Euskadi, 5 x 5 km-ko UTM lauki sareetan banatu zen, landaredi mota guztiak ordezkatzen zituzten 65 lauki sare aukeratu zirelarik. Lauki sare bakoitzean zortzi Zenbaketa Unitate (ZU) hautatu ziren, bata bestetik kilometro bateko tartearrekin. ZU bakoitzean hiru fasetan banatutako zenbaketa protokoloa gauzatu zen: 5 min hegaztien kantuak entzunez, 5 min espezie apeua erabiliz eta 5 min isilean entzunez, protokoloa hilean behin gauzatu zen 2018ko urtarriletik uztaile bitarte. Zenbaketa bakoitzean apeua espezie bakar batentzat erabili zen, betiere apeuaren erantzun espezifikorako urteko momentu egokiena baliatuz, eta soilik estrigiformeentzat. Urubi arrunta izan da Euskadi mailan ugariena, bai kopuruan nahiz banaketa arean, alde handiz hurrenak hontz zuria, apo-hontz europarra eta mozolo europarra; aldiz, hontz ertaina eta hontz handia nahiko eskasak, eta banaketa area nahiko mugatua erakutsi dute, eta espezie urrienak landako hontza eta

elurretako mozoloa. Zata europarra ZUetako % 31,5ean azaldu zen; aldiz, ez dira topatu zata lepogorria, ez eta atalar arrunta, eta ugaltze garaia izanda soilik hiru oilagor ar. Amaitzeko, galeper arrunta soilik ZUetatik %3,8an antzeman zen eta uztailleko zenbaketan baino ez.

Gako hitzak: Gaueko hegaztiak, azalera handiko zenbaketak, zata, populazioaren banaketa, zenbaketa metodoak, gaueko harrapariak, apeua, bat-bateko hotsak.



Introducción

El censo de comunidades faunísticas es una herramienta indispensable para poder desarrollar mecanismos de gestión adecuados. De hecho, las estimas certeras de la distribución y abundancia de una especie son cruciales para determinar su estado de conservación y para diseñar programas de seguimiento y conservación (Noon. et al, 2012). En el último medio siglo se ha pasado de los censos de presencia, que formaban parte de los primeros atlas (p.ej., Álvarez et al., 1985), a la llamada “ciencia ciudadana” (Wood et al., 2011). Así, cada año se pone en marcha una miríada de ornitólogos que, bien siguiendo protocolos específicos para cada caso, realizan censos para organizaciones locales o nacionales (Schmeller et al., 2012), o bien personas que, armadas de una simple aplicación en el móvil, sitúan un ave en un punto y momento concretos (Sullivan et al., 2009). Sin embargo, aunque las mejoras en los procedimientos y en la información obtenida son evidentes, aún existen numerosos problemas metodológicos que, mientras no se aborden con la atención requerida, suponen un sesgo en las posibilidades de alcanzar resultados de calidad para aspectos fundamentales en la conservación de las aves (Gordo, 2018). Así, el uso de datos obtenidos mediante protocolos de censo no estandarizados y no testados convenientemente, lleva a obtener resultados fuertemente sesgados que, en muchos casos, se alejan de la situación real (Blanco et al., 2012).

Los problemas para obtener estimas adecuadas se incrementan cuando se tratan especies esquivas o de hábitos discretos, con bajas probabilidades de detección (MacKenzie et al., 2002). Además, hay especies que reciben mucha menor atención que otras. Así, dentro del grupo de las aves rapaces, las nocturnas son menos estudiadas y, dentro de ellas, incluso hay especies muy comunes a las que se presta poca atención, como es el caso de la lechuza común (*Tyto alba* Scopoli, 1769; Derlink et al., 2018). Las aves nocturnas (rapaces nocturnas y chotacabras) son normalmente detectadas por sus vocalizaciones, mediante las cuales es posible censar sus poblaciones (Dawson y Efford, 2009). Esto implica desarrollar el trabajo de campo durante las horas nocturnas, empleando de forma casi exclusiva el sentido del oído, mientras que en la mayoría de los censos de aves se emplea la combinación de la vista y el oído

(Delport et al. 2002, Zwart et al. 2014). Además, existe una variabilidad intra e inter-específica que hace que no todas las especies puedan ser censadas a la vez y con los mismos protocolos (Zuberogoitia et al., 2011a).

Estas dificultades en el censo de aves nocturnas determinan que existan pocos trabajos a gran escala donde se obtengan datos poblacionales precisos. Hay programas de seguimiento a escala nacional, como el Noctua, que analizan los datos de un número variable de voluntarios que desarrollan censos de forma periódica, y que aportan estimas aproximadas de tendencias de población (Berrio y Escandell, 2017). Estos trabajos, sin embargo, están sujetos a una gran variabilidad debido al método de censo (cantos espontáneos), experiencia desigual entre voluntarios y número de réplicas interanuales, que puede afectar a los resultados (véase Zuberogoitia et al., 2019). Existen, no obstante, algunos casos en los que se analizan los datos de control de territorios, búsqueda activa de nidos y anillamiento a escala nacional, en parcelas control repartidas a lo largo de grandes superficies y a largo plazo, obteniendo tendencias poblacionales robustas (Saurola y Björklund, 2011). Otros trabajos, los menos, realizan programas de monitoreo a largo plazo en los que se mantiene la consistencia de los métodos (censos anuales con métodos dirigidos a la especie, control de los parámetros de la reproducción y programas de marcaje y captura) y la financiación, además de un protocolo sólido para analizar los datos y reportar los resultados (Forsman et al., 2011). En áreas pequeñas también se desarrollan trabajos específicos con un gran esfuerzo de seguimiento (control de las parejas reproductoras, seguimiento de la reproducción y programas anuales de captura y marcaje) que aportan una información muy valiosa sobre dinámicas poblacionales de las especies y los factores que operan en su regulación (Millon et al., 2014; Beziers y Roulin, 2016). Desafortunadamente, en líneas generales, el estado y las tendencias de población del gremio de las rapaces nocturnas y otras especies de aves nocturnas (chotacabras, etc.) está claramente poco representado a gran escala (p.ej., la mayoría de especies presenta estado poblacional insuficientemente conocido en las fichas de la UICN, véase BirdLife International, 2015, 2016a,b y 2018) y, salvo los datos del Noctua y trabajos puntuales, apenas se tiene clara su situación en el Estado o en Euskadi.

En el caso de Euskadi, Álvarez et al. (1985) publicaron una primera aproximación de la distribución de las aves nocturnas basada en datos positivos y sin un protocolo de censo dirigido a este grupo. Posteriormente, se realizaron trabajos parciales publicados en informes técnicos, como la distribución de las rapaces nocturnas en Álava (Aguilar et al., 2001), el atlas de aves de Gipuzkoa (Aierbe et al., 2001) o el censo de las rapaces nocturnas de Bizkaia (Zuberogoitia y Campos, 1998; Zuberogoitia, 2002). Estos trabajos fueron sentando las bases del conocimiento de la distribución y abundancia relativa de estas aves en Euskadi. A estos trabajos se sumaron otra serie de censos específicos que forman parte de la literatura gris (informes financiados por las administraciones y disponibles, algunos, en páginas web). No obstante, faltaba una herra-

mienta que permitiese tener datos poblacionales comparables para poder determinar con cierta precisión qué ocurre con las aves nocturnas en Euskadi. Así, ante la sospecha de un declive poblacional, en 2009 se desarrolló un protocolo de censo de mochuelo europeo (Zuberogoitia et al., 2011b) que sentase las bases de futuros censos y contase con datos cuantitativos sobre detectabilidad y ocupación de la especie en Euskadi. Años después, con motivo de la elaboración del atlas de aves nidificantes de Euskadi (ANE), se decidió emplear la misma metodología del censo de los mochuelos para el resto de rapaces nocturnas y otras especies de hábitos similares, adaptándola a todos los hábitats disponibles de Euskadi. En este trabajo se ha puesto en marcha un protocolo de censo de aves nocturnas que sirve para estandarizar un método de censo repetible y comparable en el tiempo, para la obtención de estimas de ocupación y detectabilidad de las diferentes especies, y para la consecución de resultados que permitan modelar los requerimientos ecológicos de las mismas. Para la puesta en marcha del protocolo de trabajo se utilizó el conocimiento adquirido durante dos décadas de trabajo en estudios de aves nocturnas (véase Zuberogoitia et al., 2011a). Por lo tanto, los objetivos concretos de este artículo son describir la metodología aplicada y presentar los resultados básicos obtenidos para las aves nocturnas en Euskadi con el fin de sentar las bases para futuros trabajos.

Área de estudio y métodos

El censo de aves nocturnas se llevó a cabo en toda la superficie de Euskadi, que abarca 7.234 km² y se divide en tres Territorios Históricos (Araba, Bizkaia y Gipuzkoa), situados en dos regiones bioclimáticas, la Eurosiberiana, al norte, y la Mediterránea, al sur, separadas por la cordillera de los Montes Vascos, que discurre en un eje de este a oeste. La configuración geográfica de Euskadi con respecto a la península Ibérica, propicia que el flujo de aire oceánico del noroeste, predominante la mayor parte del año, pase velozmente y se eleve en los montes vascos, actuando a modo de rampa ascendente que incrementa la condensación de las nubes y la precipitación, propiciando que la costa vasca sea la más lluviosa del Cantábrico. Por el contrario, a sotavento de los relieves vascos, sobre todo en el sur de Araba, la cantidad de precipitación se reduce considerablemente. Este relieve también condiciona la temperatura, de forma que las oscilaciones de las temperaturas medias mensuales de los meses más cálidos y los más fríos son de 11°C ó 12°C en la costa, mientras que en el interior aumenta hasta los 17°C o 18°C (www.euskalmet.euskadi.net). La combinación de los factores orográficos y climáticos determinan el paisaje y las comunidades vegetales de Euskadi (véase Loidi et al., 2011). Además, los usos del suelo modelan dicho paisaje, dominando las campiñas atlánticas y las plantaciones de pinos y eucaliptos en la zona litoral cantábrica y buena parte de los montes y valles de Bizkaia y Gipuzkoa. Entremedias, perduran algunas masas de bosque mixto y encinar cantábrico, dominando los robledales y hayedos a medida que se asciende en altitud por las serranías de la divisoria de

aguas. Al otro lado de los Montes Vascos dominan las llanuras agrícolas en la Llanada Alavesa y los viñedos en la Rioja Alavesa, intercalados por los Montes Alaveses, con extensas masas de robledales y encinares mediterráneos.

El presente censo de aves nocturnas está basado en la metodología empleada para el censo de mochuelo de Euskadi (Zuberogoitia, 2009; Zuberogoitia et al., 2011b), en donde se estableció una serie de puntos distribuidos por el área de estudio que se censaron en repetidas ocasiones a lo largo de una misma temporada. Sin embargo, en esta ocasión se incluyeron el resto de las especies de rapaces nocturnas, además de otras especies que comparten hábitos nocturnos, tales como el chotacabras europeo (*Caprimulgus europaeus*; Linnaeus, 1758) y el cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis*; Temminck, 1820), así como el alcaraván común (*Burhinus oedicnemus*; Linnaeus, 1758), la codorniz común (*Coturnix coturnix*, Linnaeus, 1758) y la chocha perdiz (*Scolopax rusticola*; Linnaeus, 1758).

El área de estudio se dividió en cuadrículas UTM de 5x5 km (370 cuadrículas). Se seleccionaron aleatoriamente 65 cuadrículas UTM que representasen todos los tipos de hábitats de Euskadi. Las cuadrículas fueron adjudicadas a los censadores/observadores, en función de su proximidad, conocimiento del terreno y experiencia. La experiencia y la capacidad de percepción del observador supone una fuente de variabilidad (ver Zuberogoitia et al., 2019), siendo recomendable la participación de pocos especialistas para reducirla, pero el volumen de censos que debía realizarse de forma simultánea en todo Euskadi obligó a contar con varias personas. Así, participaron 22 personas en 18 grupos de censo que cubrieron una media de $3,66 \pm 3,88$ cuadrículas UTM 5x5 km (rango 1-11 cuadrículas/persona).

Dentro de cada cuadrícula UTM 5x5 km se seleccionaron 8 Unidades de Censo (UCs)/ puntos de escucha. Estas UCs debían ser independientes entre sí, por lo que se consideró una distancia mínima de 1 km entre dos UCs. Los observadores seleccionaron las UCs en función de los hábitats dominantes dentro de cada cuadrícula y su accesibilidad, teniendo en cuenta que en Euskadi existe una gran cantidad de carreteras y pistas que permiten el acceso a la gran mayoría del territorio. Las UCs se establecieron en el primer censo, realizado en enero, y se mantuvieron fijas a lo largo del año. Los censos tuvieron lugar mensualmente entre enero y julio de 2018. En cada periodo de censo (i.e., mes), se debía censar un mínimo de 4 y un máximo de 8 UCs por cada cuadrícula, pero con la condición de que el cómputo global ofreciese una media de 6 UCs censadas por periodo y cuadrícula.

Al llegar a cada una de las UC se realizaban escuchas de 5 min para detectar cantos espontáneos de cualquiera de las especies consideradas en el trabajo, seguido de 5 min de escucha con un reclamo específico (una especie por periodo de censo) y 5 min más sin reclamo, de tal modo que el tiempo de censo por UC era de 15 min cada vez. Los censos comenzaban con el crepúsculo y se alargaban durante las primeras horas de la noche. Es preciso tener en cuenta que censar 8 UCs en una cuadrí-

cula llevaba una media de 180 min, por lo que en la mayoría de las ocasiones se censaba una o, como mucho, dos cuadrículas por noche.

Los periodos de censo se seleccionaron en función del conocimiento adquirido acerca de estas especies y basándose en la bibliografía especializada, con el fin de maximizar la respuesta de cada una de las especies. Así, al contrario que en los censos de aves comunes, en los que se considera el periodo de reproducción primaveral como el óptimo para su desarrollo, en el caso de las nocturnas, el mejor periodo de censo varía en relación al periodo de reproducción concreto de cada especie. Así, los óptimos de búho real (*Bubo bubo*, Linnaeus, 1758) se corresponden con el periodo de máximo comportamiento vocal, pre-celo y celo (diciembre-febrero; Martínez y Zuberogoitia, 2003), los del cárabo común (*Strix aluco*, Linnaeus, 1758) y búho chico (*Asio otus*, Linnaeus, 1758) se corresponden con el final del invierno y comienzo de primavera (Zuberogoitia y Martínez, 2000; Martínez et al., 2002; Zuberogoitia et al., 2019), la lechuza común con el pico de comportamiento vocal durante el celo, marzo-abril (Zuberogoitia y Campos, 1998) y el autillo europeo (*Otus scops*, Linnaeus, 1758) en abril (Zuberogoitia et al., 2011a). El mochuelo europeo (*Athene noctua*, Scopoli, 1769) presenta un pico de vocalización durante marzo y abril, pero su conducta social implica una sobreestima de territorios al censar en este periodo, sin embargo, en junio hay otro pico de vocalizaciones que está estrechamente relacionado con los territorios de nidificación y que por tanto es el ideal para censar (Zuberogoitia et al., 2007, 2011b). Además, es preciso tener en cuenta la variabilidad en las fechas de puesta de las especies, de forma que algunas, como la lechuza común y el cárabo común, pueden criar en cualquier periodo del año, y realizar varias puestas seguidas (Zuberogoitia, 2000, 2011; Zuberogoitia et al., 2004). Incluso en el búho real, que también puede realizar puestas dobles seguidas, el periodo reproductor varía mucho de una región a otra (Martínez et al., 2003, 2005), lo que también condiciona el comportamiento vocal. El búho chico y el búho campes- tre (*Asio flammeus*, Pontoppidan, 1763) tienen periodos de reproducción muy amplios (Glue, 1977; Onrubia, 2016), e incluso en los últimos años se ha visto que los autillos pueden tener variaciones interanuales de hasta dos meses (datos propios no publicados). Por lo tanto, en enero se utilizó el reclamo de búho real, y en las zonas boscosas de las cotas más altas (en torno a los 1000 m s.n.m) se empleó el reclamo del mochuelo boreal (*Aegolius funereus*, Linnaeus, 1758). En febrero se utilizó el reclamo del cárabo. En marzo el del búho chico, y en zonas abiertas con amplios herbazales o marismas se empleó el reclamo del búho campes- tre. En abril se utilizó el reclamo de lechuza común, en mayo el del autillo y en junio-julio el del mochuelo. El resto de especies, no estrigiformes, fueron censadas sólo con los cantos espontáneos, sin el empleo de recla- mos, debido a la falta de tiempo para incluir cuatro censos más (lo que se necesitaría para utilizar el reclamo de cada especie) en el mismo periodo.

Al comienzo del trabajo se generó una serie de grabaciones con una duración de 5 min para cada especie. Los cantos se descargaron de la web xenocanto

(<https://www.xeno-canto.org>), empleando distintas grabaciones de machos y hembras emitiendo voces territoriales y de cortejo, que fueron intercaladas de forma que fueran parecidas a una situación de defensa territorial en periodo de celo. Todos los participantes en los censos utilizaron las mismas grabaciones, pero cada uno empleó su reproductor propio. Para que no hubiera grandes diferencias entre muestreadores, se especificó que el volumen del reproductor de audio debería ser tal que una persona fuese capaz de escucharlo sin problemas a 200-300 m de distancia, pero que no estuviese demasiado alto como para distorsionar la emisión de la voz.

Los censos se debían realizar en condiciones meteorológicas benignas (sin lluvia y sin viento). Sin embargo, el invierno y comienzo de primavera de 2018 fue excesivamente lluvioso, lo que dificultó enormemente la posibilidad de realizar los censos en condiciones óptimas y dentro del calendario programado. Aún y todo, cuando se estaba realizando un censo y comenzaba a llover o se levantaba viento, se anulaba el censo y se volvía a repetir otra noche en condiciones mejores, ajustando finalmente todos los censos al programa marcado.

Resultados

En total se llevaron a cabo 2592 censos repartidos en las 521 UCs entre enero y julio de 2018. El búho real apareció de forma escasa (11 territorios, Fig. 1a) y con una distribución muy localizada, con las mejores poblaciones en el borde meridional de Araba, tanto en las grandes paredes de Valderejo, Sobrón y la Sierra de Cantabria, como en los cortados fluviales del Ebro. En Gipuzkoa sólo se detectó en el entorno litoral de Lezo, y en Bizkaia tan sólo en el extremo occidental de Karrantza. La mayoría de los ejemplares fueron detectados en enero (76,5%, Tabla 1).

Durante el desarrollo de los censos se detectó un macho de mochuelo boreal emitiendo voces territoriales en el Parque Natural del Gorbeia (Fig. 1b). Se detectó tanto en el censo de enero como en el de febrero.

El cárabo común fue la rapaz nocturna más abundante y ampliamente distribuida de Euskadi, con resultados positivos en tres cuartos de las UCs (Tabla 1). No obstante, el cárabo común no estaba homogéneamente repartido por Euskadi (Fig. 1c), existiendo vacíos en las zonas agrícolas de la Llanada Alavesa y La Rioja Alavesa. El número de ejemplares detectados varió entre el mínimo de marzo y el máximo de enero, pero se incrementó notablemente en febrero con el empleo del reclamo.

El búho chico resultó una especie escasa, con una distribución muy dispersa (Tabla 1, Fig. 1d). Durante el censo, la mayoría de los territorios se detectó en los ambientes mediterráneos de la Llanada Alavesa y zonas colindantes, además de en puntos dispersos de las campiñas atlánticas, sobre todo del oeste de Euskadi. Los censos mensuales arrojaron valores de entre 1 y 6 ejemplares, incrementándose hasta 15 en el caso de marzo, durante el empleo del reclamo (Tabla 1).

El búho campestre fue detectado en tres UCs en tres periodos diferentes (Tabla 1). Un ejemplar detectado en febrero en Kuartango (Araba), que emitía cantos territoriales, un ejemplar detectado en Treviño (Burgos) en abril y un ejemplar detectado en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia) emitiendo voces territoriales en mayo (Fig. 1e).

La lechuza común apareció en algo menos de una de cada tres UCs (Tabla 1), estando ampliamente distribuida por Euskadi, sobre todo por las campiñas de la mitad septentrional, haciéndose escasa en los entornos de las zonas agrícolas de la Llanada Alavesa y la Rioja Alavesa, así como en las zonas montañosas (Fig. 1f). La tasa de detección de ejemplares fue baja a lo largo del año, con un pico notable en abril, durante el empleo del reclamo (Tabla 1).

El autillo europeo presentó una distribución irregular, con amplias densidades en la campiña litoral y valles interiores de la mitad occidental de Euskadi, así como en las zonas agrícolas de los grandes valles alaveses (Fig. 1g). La primera cita de autillo europeo fue el 16 de febrero 2018 en Mártioda (Araba), apareciendo tímidamente, 5 ejemplares, en marzo e incrementándose a 40 los ejemplares detectados en abril, para triplicar este número en mayo con el empleo del reclamo (Tabla 1).

Los resultados de los censos mostraron que el mochuelo europeo se distribuye de forma amplia por Euskadi, pero de forma agregada y en escaso número (Tabla 1, Fig. 1h). Esta especie apareció en las campiñas abiertas del litoral cantábrico, sobre todo de Bizkaia y el nordeste de Gipuzkoa, en campiñas atlánticas interiores de la divisoria de aguas, y en las llanuras cerealistas alavesas, aunque se detectaron grandes vacíos. El número de mochuelos detectados fue escaso a lo largo del año, incrementándose en junio/julio con el empleo del reclamo (Tabla 1).

Respecto a las aves no estrigiformes, cabe destacar la presencia extendida del chotacabras europeo, que apareció en un tercio de las UCs (Tabla 1), aunque con una distribución diferencial, resultando más frecuente en la mitad norte y las zonas montañosas de Araba (Fig. 1i). Los primeros chotacabras se registraron a finales de marzo (27 y 29 de marzo), coincidiendo con noches climatológicamente apacibles. En abril se detectaron 10 ejemplares más, y no fue hasta mayo cuando comenzaron a detectarse ya de forma frecuente, aunque los mayores registros llegaron en las noches más templadas de junio y julio.

No apareció ningún chotacabras cuellirojo, y tampoco se detectó ningún alcaraván común durante el periodo reproductor, habiéndose identificado sólo dos ejemplares invernantes en las campiñas de Mungia. Tan sólo se detectaron tres chochas perdices en el periodo reproductor, en concreto machos en cortejo el 17 de mayo en Karrantza (Bizkaia, Tabla 1, Fig. 1j). Por su parte, las codornices comunes fueron escasas y exclusivamente detectadas en el censo de junio/julio (Tabla 1), con una distribución relegada a las zonas cerealistas alavesas y, puntualmente, en algunas campiñas litorales y subcantábricas (Fig. 1k).

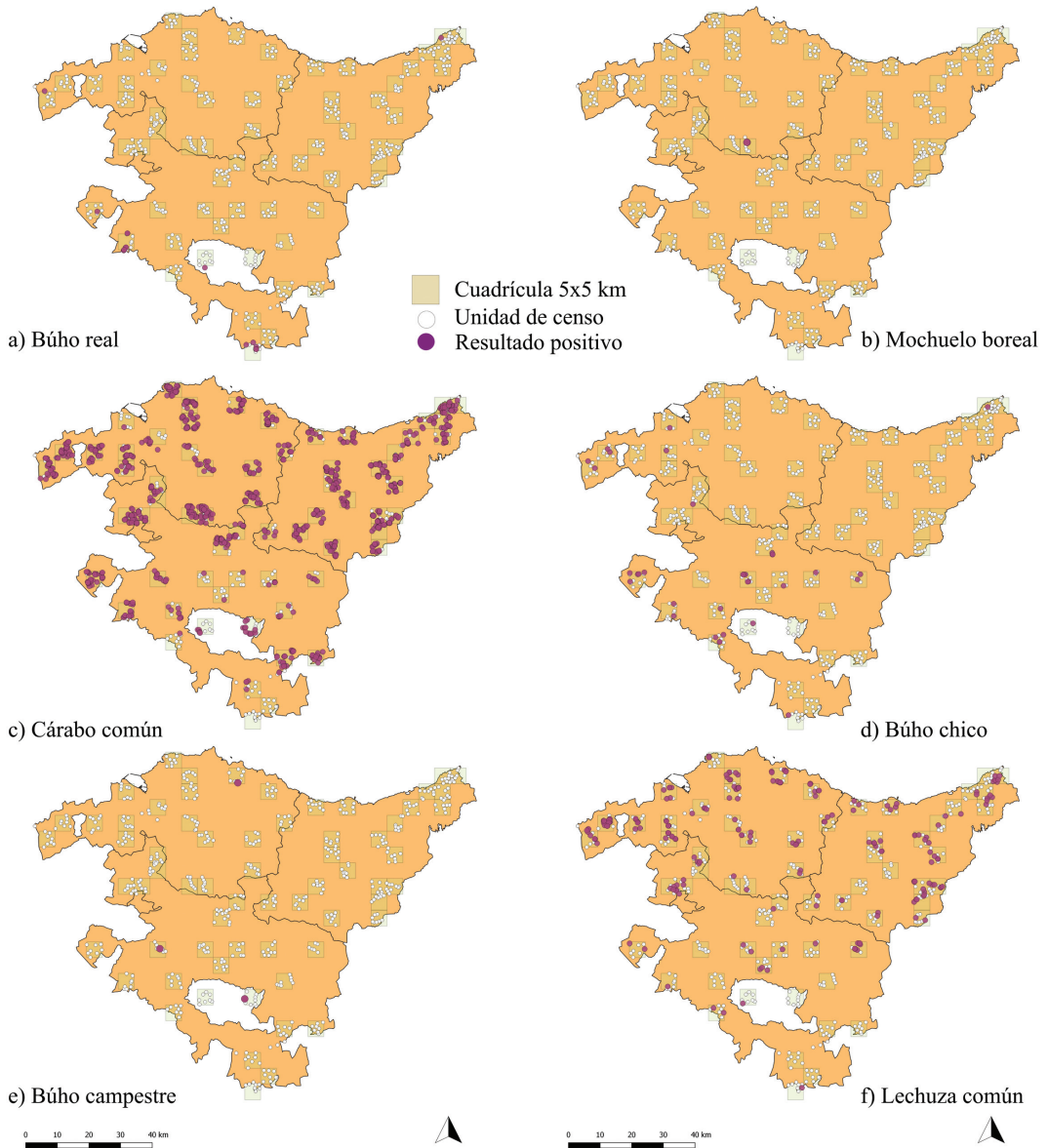
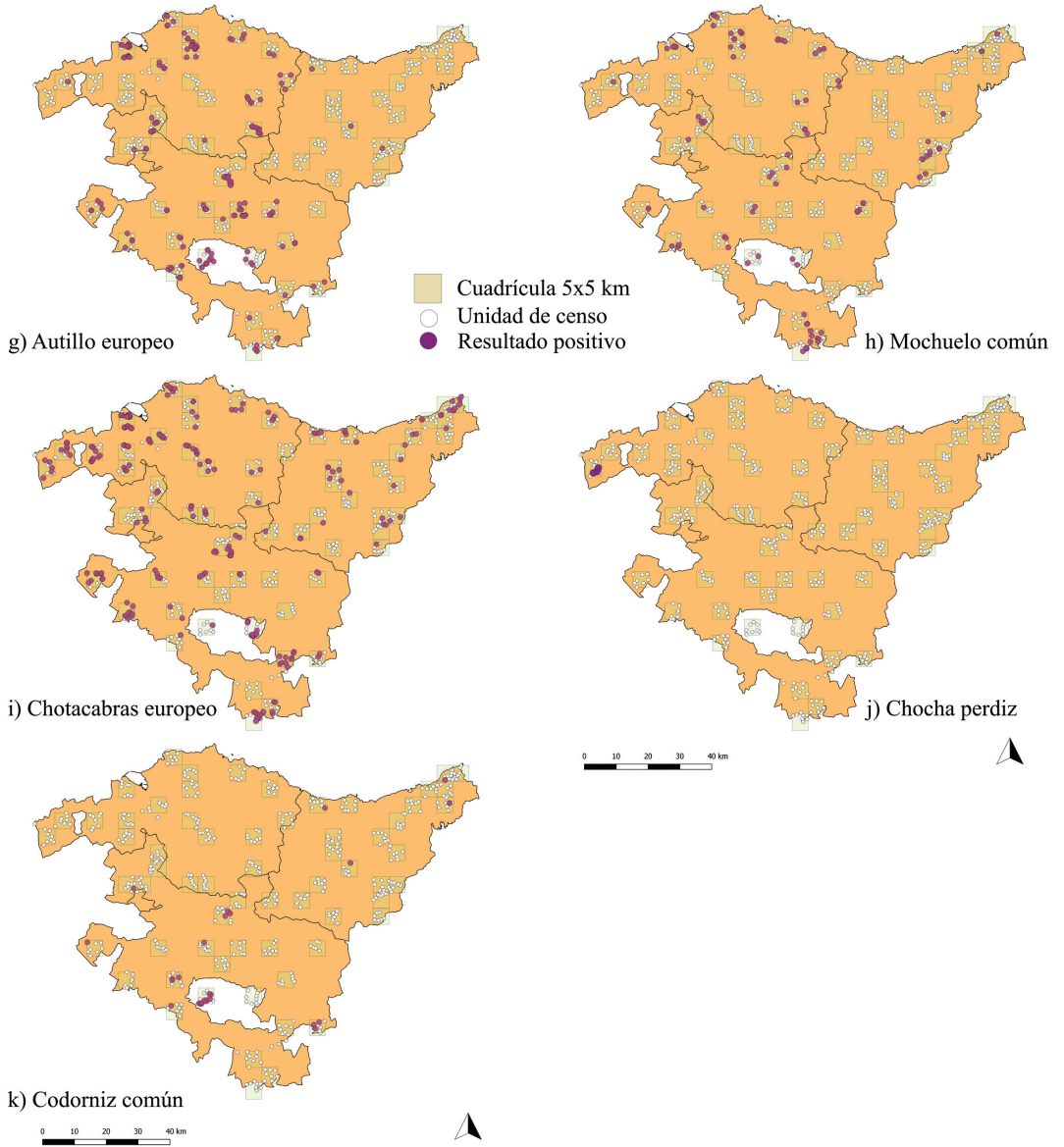


Fig. 1.- Distribución de las Unidades de Censo (UCs), con respecto a las cuadrículas UTM 5x5 km, y los puntos con resultados positivos de cada una de las especies obtenidas durante el censo de aves nocturnas de Euskadi, 2018.

Fig. 1.- Distribution of the sampling points in the 5x5 km UTM squares and positive results for each species during the nocturnal bird surveys in the Basque Country, year 2018.



	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	UCs positivas
Búho real	13	3	1	0	0	0	13 (2,5%)
Mochuelo boreal	1	1	0	0	0	2	1 (0,2%)
Cárabo común	199	446	103	154	145	123	371 (71,4%)
Búho chico	6	1	15	5	3	6	29 (5,6%)
Búho campestre	0	1	0	1	1	0	3 (0,6%)
Lechuza común	12	7	35	126	25	28	151 (29,0%)
Autillo europeo	0	1	5	40	132	42	109 (20,9%)
Mochuelo europeo	9	4	9	15	14	52	73 (14,0%)
Chotacabras europeo	0	0	6	10	86	164	162 (31,1%)
Chotacabras cuellirrojo	0	0	0	0	0	0	0 (0,0%)
Chocha perdiz	1	1	1	0	3	0	6 (1,2%)
Alcaraván común	2	0	0	0	0	0	1 (0,2%)
Codorniz común	0	0	0	0	0	31	20 (3,8%)

Tabla 1.- Número de ejemplares de cada especie detectados durante los censos de aves nocturnas de Euskadi, 2018, por cada periodo de muestreo. Se resaltan en negrita los casos en los que se empleó el reclamo. En la última columna se muestra el número de unidades de censo (UCs) que han resultado positivas a lo largo del periodo de censo (enero-julio de 2018) y su porcentaje con respecto del total de UCs (521).

Table 1.- Number of detected individuals of each species per sampling period during the nocturnal bird surveys in the Basque Country, year 2018. Results obtained with broadcasted voices are marked in bold. The number of sampling points with positive results obtained through the surveys (January-July, 2018) and the percentage (%) of these considering the total sampling points, are shown in the last column.

Discusión

Este es del primer censo de rapaces nocturnas llevado a cabo en Euskadi de forma coordinada. Los resultados muestran una imagen del estado de las aves nocturnas en el invierno-verano de 2018. Así, en líneas generales, se comprueba que el cárabo común, eminentemente forestal, es la especie más abundante y ampliamente distribuida, presente en tres cuartos de las UCs. Las especies de medios abiertos se quedan bastante lejos de los resultados del primero, destacando el chotacabras europeo y la lechuza común, presentes en casi un tercio de las UCs, seguidos por el autillo europeo que fue detectado en un cuarto de las UCs. El mochuelo europeo y el búho chico mostraron una situación mucho más desfavorable, tanto en cuanto al número de registros, muy escasos, sobre todo para el búho chico, como a la distribución, discreta, con grandes zonas de ausencia. En el caso del búho real sólo se detectaron 11 territorios, mientras que fueron tres los de búho campestre que, sin embargo, representan las primeras citas de la especie en el periodo reproductor en Euskadi. Asimismo, se registró la primera cita

de mochuelo boreal en Euskadi. Por el contrario, el alcaraván común no apareció y sólo se detectaron tres machos de chocha perdiz en el periodo reproductor. Finalmente, la codorniz común apareció de forma escasa y con una distribución puntual.

Los resultados de búho real fueron escasos y, como era de esperar, la mayoría de los datos se corresponden con los censos de enero, con el empleo del reclamo, y algo menos en febrero, cuando los búhos reales desarrollan una mayor actividad vocal (Martínez y Zuberogoitia, 2002, 2003; Penteriani y Delgado, 2019). De los 11 territorios detectados, nueve se localizaron en el extremo meridional de Araba, donde se asienta la mayor población de Euskadi (Illana et al., 2004, 2010), uno en el extremo occidental de Bizkaia y otro en el extremo nororiental de Gipuzkoa. La escasa detección del búho real está condicionada por la frecuencia de canto en función de la densidad (Martínez y Zuberogoitia, 2003; Penteriani, 2003). Así, en zonas de baja densidad poblacional (la mitad septentrional), los búhos reales apenas desarrollan actividad vocal y no suelen responder al reclamo (Zuberogoitia et al., 2011a). Esto explicaría por qué no se detectaron búhos en la mayoría de las zonas con presencia conocida de la especie en Bizkaia y Gipuzkoa (Olano et al., 2006; Álvarez et al., 2012; Zuberogoitia, 2012).

La localización de un macho de mochuelo boreal en un bosque mixto maduro de hayas (*Fagus sylvatica*) y pinos insignes (*Pinus radiata*) lindante con pastizales a 900 m s.n.m. en el Parque Natural del Gorbeia, en enero y febrero, se corresponde con el pico de actividad territorial de la especie en las zonas de reproducción (Korpimäki y Hakkarainen, 2012). No se volvió a detectar ningún ejemplar en los sucesivos censos. La especie ocupa bosques de coníferas, entre los 1700 y 2300 m s.n.m., en la vertiente sur del Pirineo, mientras que en la vertiente atlántica puede encontrarse a menor altitud, a partir de los 800 m s.n.m., y en bosques de caducifolios o mixtos (Mariné et al., 2005). La mayoría de los territorios conocidos del Pirineo catalán se encuentran en aquellas zonas donde la temperatura media máxima del mes de julio no supera los 17° C (López et al., 2010). Castro et al. (2008) modelaron la distribución de la especie en España y vieron que los principales factores que la explicaban eran los días con heladas y los altos valores de precipitación. Con estos datos establecieron un mapa con cuatro nuevas áreas favorables para la especie fuera del Pirineo, siendo los Picos de Europa y la Sierra de la Demanda los lugares más próximos a los Montes Vascos, donde los modelos sugieren entornos compatibles con la presencia de la especie. Recientemente, Recoder y Villero (2018) elaboraron una modelización espacial de la especie en los Pirineos de tro del proyecto Habios, incluyendo zonas adecuadas en la parte oriental de los Montes Vascos, entre Navarra y Gipuzkoa. Por lo tanto, la aparición de un ejemplar en los Montes Vascos puede ser debida a un fenómeno de exploración por parte de un individuo nómada, algo típico en la especie (Badosa et al., 2012; Korpimäki y Hakkarainen, 2012), pero también puede tratarse de pequeñas poblaciones relegadas a zonas altas, difíciles de controlar, y que pasarían desapercibidas.

El cárabo común apareció en tres de cada cuatro UCs, lo que da una idea de su abundancia y la amplitud de su distribución en Euskadi. El cárabo presenta dos picos de actividad vocal espontánea, el más importante en el periodo de celo e incubación (de febrero a abril) y un segundo en el periodo de emancipación de los pollos (de agosto a octubre; Zuberogoitia et al., 2019). El primer pico se corresponde con la etapa de mayor porcentaje de resultados positivos obtenidos en el censo (febrero, Tabla 1), pero también con el periodo de mayor agresividad de los cárabos y con mayor posibilidad de respuesta al reclamo (Zuberogoitia y Martínez, 2000). En una jornada de censo de voces espontáneas, aun estando dentro de los picos estacionales de actividad vocal y en condiciones meteorológicas ideales, en el mejor de los casos, se puede localizar una media del 12% de la población (Zuberogoitia et al., 2019), de ahí que el empleo de reclamo duplicase ampliamente el mejor registro. En cuanto a la escasez de registros en algunas zonas de la Llanada Alavesa, de la Rioja Alavesa o del litoral vizcaíno, se debe a la ausencia de entornos forestales en los campos destinados a la agricultura extensiva, y a la escasez de ejemplares en las densas zonas urbanas (Aguilar et al., 2001; Zuberogoitia, 2002; Lopo, 2015).

El búho chico es una especie escasa en Euskadi, con una distribución muy dispersa, ligada a espacios abiertos con bosquetes y sotos fluviales característicos de la especie (Aguilar et al., 2001; Aierbe et al., 2001; Martínez y Zuberogoitia, 2004). La detección de ejemplares fue muy baja a lo largo del estudio, incrementándose con el uso del reclamo, aunque siempre con valores residuales. Durante el censo se detectaron la mayoría de los territorios en los ambientes mediterráneos de la Llanada Alavesa y zonas colindantes, además de en puntos dispersos de las campiñas atlánticas, sobre todo del oeste de Bizkaia.

Hasta la fecha no se había dado ninguna cita de reproducción del búho campestre en Euskadi. Había algunas sospechas en Araba (Aguilar et al., 2001) y en Bizkaia (Datos propios no publicados), pero nunca se confirmaron. Sin embargo, durante este censo se detectaron algunos ejemplares que podrían haberse reproducido (véase más abajo). Además, a estas citas obtenidas en el censo, hay que añadir varias citas más, repartidas en el litoral vasco (Ornitho.eus), que se corresponden con fechas tardías para la invernada/migración de la especie (Díaz et al., 1996; Onrubia, 2016). Asimismo, el ejemplar detectado en Urdaibai obtuvo otras cuatro citas más de observadores ocasionales, en diferentes días, correspondientes con una hembra que se observó y fotografió de día (www.ornitho.eus), lo que sugiere la reproducción probable de la especie en las marismas de Arteaga. Por último, el 11 de junio de 2018 ingresó un ejemplar en el centro de recuperación de fauna silvestre de Bizkaia, que se había enganchado en una valla en Ortuella. El ave se recuperó rápidamente y se liberó el 13 de junio en el mismo lugar. Este búho era una hembra de 2º año de calendario, con placa incubatriz secándose, lo que sugiere que tenía pollos medianos. Estas citas se corresponden con la aparición de búhos campestres en periodo reproductor el año 2018 en zonas

atípicas (norte de la península ibérica, www.ebird.org), lo que ocurrió también el mismo año en otras regiones europeas, como por ejemplo las citas anómalas de la especie en Italia durante el verano (Paola Bressa com. pers., www.ornitho.it). Hay que tener en cuenta que la especie desarrolla un comportamiento nómada durante la reproducción, vinculado con los picos poblacionales de ciertas especies de roedores, principalmente micrótidos (Onrubia, 2016).

La detección de la lechuza común, al igual que en otros trabajos similares (Zuberogoitia y Campos, 1998; Wingert y Benson, 2018), fue muy baja a lo largo del estudio, incrementándose notablemente con la ayuda del reclamo. Los resultados apuntan a una desigualdad en la distribución de esta especie, con un mayor porcentaje de ocupación en la mitad norte de Euskadi, vinculada a las campiñas atlánticas, haciéndose escasa en las llanuras agrícolas de Araba. Cabe señalar, no obstante, la ausencia de lechuzas en campiñas adecuadas para la especie, en donde se las encontraba hasta fechas recientes (Illana y Paniagua, 1999; Aguilar et al., 2001; Aierbe et al., 2001; Zuberogoitia, 2002).

La primera cita de autillo europeo se registró a mediados de febrero, pero no fue hasta marzo cuando comenzaron a aparecer tímidamente, con un pico ascendente en abril y mayo, como era de esperar de acuerdo con la fenología de la especie (Zuberogoitia et al., 2011a). Además, se observó que la respuesta al reclamo fue alta, triplicando los resultados de abril y junio. El autillo presentó una distribución irregular, con amplias densidades en la campiña litoral y valles interiores de la mitad occidental de Euskadi, así como en las zonas agrícolas de los grandes valles alaveses. Las máximas concentraciones se encontraron en las campiñas de Zierbena (Bizkaia), con hasta nueve ejemplares detectados a la vez desde un mismo punto, seguido de las vegas de Mungia-Gámiz (Bizkaia), o los sotos fluviales de Rivabellosa (Araba). En los censos previos se mostraba una situación diferente, donde el autillo era escaso, situándose preferentemente en la franja litoral y en los valles agrícolas alaveses, así como en los parques urbanos y periurbanos de Vitoria (Aguilar et al., 2001; Aierbe et al., 2001; Zuberogoitia, 2002). No obstante, Zuberogoitia et al. (2011a) mostraron como las poblaciones de autillo fluctúan de un año para otro en función de las condiciones ambientales, pudiendo haber diferencias en su abundancia entre años, que podrían explicar este notable incremento en su detección con respecto a los datos previos.

El número de mochuelos detectados a lo largo de los censos fue muy bajo, en torno a 10 ejemplares por cada mes de censo, multiplicándose por cinco con el empleo del reclamo (Tabla 1). Se esperaría un número más elevado de mochuelos detectados en marzo y abril, pico de actividad vocal de la especie en la zona de estudio (Zuberogoitia et al., 2007). Además, los resultados muestran una distribución amplia por Euskadi, pero de forma agregada y en escaso número. Así, apareció en las campiñas abiertas del litoral cantábrico, sobre todo de Bizkaia y el nordeste de Gipuzkoa, en campiñas atlánticas interiores de la Divisoria de Aguas, y en las llanuras cerealistas alavesas, aun-

que se detectaron grandes vacíos en áreas que años atrás estaban ocupadas y que ya Zabala et al. (2006) predecían que iban a sufrir extinciones poblacionales locales, de seguir sufriendo las mismas amenazas que ya por entonces estaban actuando sobre la especie.

Los resultados muestran que, aunque los primeros chotacabras europeos fueron detectados en primavera, correspondiendo con las fechas de migración y la llegada a las zonas de reproducción (Evens et al., 2017), no fue hasta las noches cálidas de verano cuando se incrementó el número de registros. De hecho, en noches frías apenas se detectaban chotacabras cantando (Zuberogoitia et al., 1994). Los chotacabras europeos aparecieron ampliamente distribuidos por Euskadi, tal como sugerían los datos cualitativos previos (Álvarez et al., 1985; Alonso et al., 2003), aunque faltando en amplias extensiones correspondientes a las zonas agrícolas alavesas, lugares con bosques extensos (tanto naturales como plantaciones), así como grandes superficies abiertas sin ecotonos y entornos urbanos sin parques ni zonas verdes.

En cuanto a la chocha perdiz o becada, pese a ser una especie invernante abundante y ampliamente distribuida en Euskadi (ver Arizaga, 2013; Arizaga et al., 2015), no se detectaron más que seis ejemplares durante los censos, tres en invierno y tres en el periodo reproductor. De hecho, la metodología del censo estaba pensada para detectar las becadas durante el cortejo, cuando los machos desarrollan un amplio repertorio vocal durante el crepúsculo y las primeras horas de la noche, que resulta fácilmente detectable (Lucio y Sáenz de Buruaga, 2000). La metodología, por el contrario, resulta poco adecuada para el resto del año, fuera del cortejo, debido a que, aunque las becadas tienen actividad nocturna, no desarrollan vocalizaciones que puedan detectarse en la oscuridad. En cualquier caso, los censos reportaron tan sólo estos tres datos de machos en celo, todos en zonas contiguas de la Sierra de Ordunte, en Karrantza.

Los resultados de los censos mostraron una distribución muy escasa de las codornices comunes en Euskadi con respecto a datos de distribución previos (Álvarez et al., 1985; Rodríguez-Teijeiro et al., 2003). En el censo de 2018 aparecieron de forma discreta en las zonas agrícolas de la Llanada Alavesa y algunas campiñas de la Divisoria de Aguas, además de en las campiñas litorales guipuzcoanas. Las pésimas condiciones meteorológicas de la primavera pudieron condicionar la actividad vocal de los machos, no obteniéndose ningún registro hasta junio. De hecho, la tendencia de la especie es irregular en Euskadi, debido a los cambios poblacionales de un año a otro que ya citaban Álvarez et al. (1985), García Tejedor (1998) o Rodríguez-Teijeiro et al. (1992; 2003; 2010). Los resultados del programa SACRE muestran una tendencia estable en Euskadi para el periodo 1998-2016, con años de abundancia y años de escasez que hacen que el porcentaje de cambio poblacional sea de -55,77 % (Escandell et al., 2016).

Los censos de alcaraván común suelen desarrollarse durante el crepúsculo y las primeras horas de la noche, momento en el que desarrollan una amplia actividad vocal (Dragonetti et al., 2013). En el último censo de la especie en Euskadi sólo se detectó

una zona de nidificación en Sierra Salvada (Belamendia y Canabal, 2007), por lo que el presente censo podía haber sido una oportunidad para detectar algún territorio que hubiera pasado desapercibido con anterioridad. Sin embargo, no se detectó ningún ejemplar en los censos del periodo reproductor, y tan sólo dos ejemplares en las campiñas de Mungia (Bizkaia) durante los censos de enero, en plena invernada.

Conclusiones

En este artículo se han recogido los resultados básicos del censo de aves nocturnas de Euskadi de 2018. Se trata de resultados obtenidos tras aplicar un protocolo de censo de aves nocturnas que sirve para estandarizar un método de censo, que sea fácilmente repetible, y aporte resultados que puedan ser comparables con los que se obtengan en futuros censos. Estos resultados se pueden modelar para obtener estimas de ocupación y detectabilidad de las diferentes especies, así como para analizar los requerimientos ecológicos de las mismas. El reto consiste en ir avanzando en las causas que motivan la precaria situación de algunas especies, aplicar medidas de gestión adecuadas y, dentro de una década, repetir el censo con la misma metodología, para analizar los cambios poblacionales y las tendencias.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda del Gobierno Vasco. Agustín Castro, Raúl Alonso y Beatriz Martín realizaron la revisión del manuscrito original aportando sugerencias que mejoraron la versión definitiva.

Bibliografía

Aguilar, A.J., Paniagua, D., Illana, A., De Lecea, F.M., 2001. Estudio de la comunidad de rapaces nocturnas en el Territorio Histórico de Álava. Grupo Alavés para la Defensa y Estudio de la Naturaleza. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J., 2001. Atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa. Munibe Cienc. nat. 52, 5-136.

Alonso, R., Orejas, P., Caballero, M.J., 2003. Chotacabras europeo. En: Martí, R., del Moral, J.C. (Ed.), Atlas de las Aves Reproductoras de España, 328-329. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Alvarez, K., Olano, M., Ugarte, J., Vázquez, J., Aierbe, T., Ansorregi, F., Galdos, A., Urruzola, A., Hurtado, R., 2012. Población y distribución del búho real *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758) en Gipuzkoa. Munibe Cienc. nat. 60, 201-207.

Arizaga, J., 2013. Revisión sobre el conocimiento científico de la chocha perdiz *Scolopax rusticola* L., 1758 en España. *Munibe Cienc. nat.* 61, 129-145.

Arizaga, J., Crespo-Díaz, A., Ansoregi, F., Galdós, A., Urruzola, A., Iriarte, E., 2015. The impact of several environmental factors on density of woodcocks (*Scolopax rusticola*) wintering in a southern European region. *Europ. J. Wild. Res.* 61, 407-13.

Badosa, E., López, A., Potrony, D., Bonada, A., Gil, J.A., 2012. Mochuelo boreal. En: SEO/BirdLife, Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010, 342-343. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.

Belamendia, G., Canabal, A., 2007. Contribución al conocimiento y situación del alcaraván común (*Burhinus oedicnemus*) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Berrio, A., Escandell, V., 2017. Noctua. Tendencia de las aves nocturnas. Seo/BirdLife (Ed). Pp 14-17. Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo. Seo/BirdLife, Madrid.

Beziers, P., Roulin, A., 2016. Double brooding and offspring desertion in the barn owl *Tyto alba*. *J. Avian Biol.* 47, 235-244.

BirdLife International, 2016a. *Caprimulgus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016:

e.T22689887A86103675. Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22689875A131875359.en>. (Downloaded on 23 November 2018).

BirdLife International, 2016b. *Scolopax rusticola*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22693052A86627978. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693052A86627978.en>. (Downloaded on 23 November 2018).

BirdLife International, 2018. *Asio otus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22689507A131922722. (Downloaded on 22 November 2018).

BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Blanco, G., Sergio, F., Sánchez-Zapata, J.A., Pérez-García, J.M., Botella, F., Martínez, F., Zuberogoitia, I., Frías, O., Roviralt, F., Martínez, J.E., Hiraldo, F., 2012. Safety in numbers? Supplanting data quality with fanciful models in wildlife monitoring and conservation. *Biod. Conserv.* 21, 3269-3276.

Castro, A., Muñoz, A.R., Real, R., 2008. Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its southwestern paleartic limit (NE Spain). *Ardeola* 55, 71-85.

Dawson, D.K., Efford, M.G., 2009. Bird population density estimated from acoustic signals. *J. Appl. Ecol.* 46, 1201-1209.

Delport, W., Kemp, A.C., Ferguson, J.W.H., 2002. Vocal identification of individual African Wood Owls *Strix woodfordii*: a technique to monitor long-term adult turnover and residency. *Ibis* 144, 30-39.

Derlink, M., Wernham, C., Bertoncelj, I., Kovács, A., Saurola, P., Duke, G., Movalli, P., Vrezec, A., 2018. A review of raptor and owl monitoring activity across Europe: its implications for capacity building towards pan-European monitoring, *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2018.1447546

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

Dragonetti, M., Caccamo, C., Corsi, F., Farsi, F., Giovacchini, P., Pollonara, E., Giuchi, D., 2013. The Vocal Repertoire of the Eurasian Stone Curlew (*Burhinus oedicnemus*). *Wilson J. Ornithol.* 125 (1), 34-49.

Escandell, V., del Moral, J.C., Escudero, E., 2016. Obtención de indicadores del estado de la biodiversidad en el País Vasco a través del programa de seguimiento de aves comunes reproductoras 2016. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. Vitoria. Informe inédito.

Evens, R., Conway, G.J., Henderson, I.G., Cresswell, B., Jiguet, F., Moussy, C., Sénécal, D., Witters, N., Beenaerts, N., Artois, T., 2017. Migratory pathways, stopover zones and wintering destinations of Western European Nightjars *Caprimulgus europaeus*. *Ibis* 159(3), 680–686.

Forsman, Eric D., Robert G. Anthony, Katie M. Dugger, Elizabeth M. Glenn, Alan B. Franklin, Gary C. White, Carl J. Schwarz, Kenneth P. Burnham, David R. Anderson, James D. Nichols, James E. Hines, Joseph B. Lint, Raymond J. Davis, Steven H. Ackers, Lawrence S. Andrews, Brian L. Biswell, Peter C. Carlson, Lowell V. Diller, Scott A. Gremel, Dale R. Herter, J. Mark Higley, Robert B. Horn, Janice A. Reid, Jeremy Rockweit, James P. Schaberl, Thomas J. Snetsinger, Sovern, S.G., 2011. Population Demography of Northern Spotted Owls. *Studies in Avian Biology* 40. University of California Press, Los Angeles.

García-Tejedor, E., 1998. Chocha perdiz. En: Fernández de Mendiola, J.A., Bea, A., (Eds.), Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco, 190-191. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

Glue, D.E., 1977. Breeding biology of Long-eared Owls. *British Birds* 70, 318–331.

Gordo, O., 2018. Are two days enough? Checking the accuracy of the survey protocols used in common bird monitoring schemes. *Ardeola* 65, 41-52.

Illana, A., Paniagua, D., 1999. Estudio de la utilización de las construcciones humanas para la nidificación de las rapaces en la llanada alavesa. Dpto. de Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe Inédito.

Illana, A., Martínez de Lecea, F., Echegaray, J., Hernando, A., Paniagua, D., 2004. El Búho real en el Territorio Histórico de Álava. Grupo Alavés para la Defensa y Estudio de la Naturaleza. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Illana, A., Paniagua, D., Martínez de Lecea, F., Echegaray, J., 2010. Estimación del número de territorios ocupados por el Búho real (*Bubo bubo*) en la Rioja Alavesa. Grupo Alavés para la Defensa y Estudio de la Naturaleza. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Korpimäki, E., Hakkariainen, H., 2012. The boreal owl. Ecology, behaviour a conservation of a forest-dwelling predator. Cambridge University Press, Cambridge.

Loidi, J., Biurrun, I. Campos, J.A., García-Mijangos, I., Herrera, M., 2011. La vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Leyenda del mapa de series de vegetación a escala 1:50.000. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, Leioa.

López, C.B., Potrony, D., López, A., Badosa, E., Bonada, A., Saló, R., 2010. Nest-box use by boreal owl (*Aegolius funereus*) in the Pyrenees mountains in Spain. *J. Raptor. Res.* 44, 40-49.

Lopo, L. 2015., Análisis comparativo de las especies de aves nidificantes en el Municipio de Vitoria-Gasteiz en el periodo 1994-2014. Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad, Departamento de Medio Ambiente y Espacio Público, Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Informe inédito.

Lucio, A., Sáenz de Buruaga, M., 2000. La Becada en España. Fedenca.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8), 2248–2255.

Mariné, R., Lorente, L., Dalmau, J., Bonada, A., 2005. Mochuelo Boreal. En: A. Madroño, C. González, J.C. Atienza (Eds), Libro rojo de las aves de España, 291-294. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., 2002. Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owl *Bubo bubo*: effects of sex and territorial status. *Ardeola* 49(1), 1-10.

Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., 2003. Factors affecting the vocal behavior of Eagle Owls *Bubo bubo*: effects of season, density and territory quality. *Ardeola* 50(2), 255-258.

Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., 2004. Habitat preferences for Long-eared Owl *Asio otus* and Little Owl *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study* 51, 163-169.

Martínez, J.A., Martínez, J.E., Perez, E., Zuberogoitia, I., Izquierdo, A., 2003. Possible first record of multiple brooding for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ardeola* 50(1), 77-79.

Martínez, J.A., Serrano, D., Zuberogoitia, I., 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: a multi-scale approach. *Ecography* 26, 21-28.

Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Colás, J., Macía, J., 2002. Use of recorder calls for detecting Long-eared Owls *Asio otus*. *Ardeola* 49(1), 97-101.

Millon, A., S., Petty, J., Little, B., Gimenez, O., Cornulier, T., Lambin, X., 2014. Dampening prey cycle overrides the impact of climate change on predator population dynamics: a long-term demographic study on tawny owls. *Global Change Biology* 20, 1770–1781.

Noon, B.R., Bailey, L.L., Sisk, T.D., McKelvey K.S., 2012. Efficient species-level monitoring at the landscape scale. *Conserv. Biol.* 26, 432–441.

Olano, M., Vazquez, T., Aierbe, T., Ugarte, J., Álvarez, F., 2006. Presencia del búho real (*Bubo bubo*) en Gipuzkoa. *Munibe Cienc. nat.* 56, 167-168.

Onrubia, A., 2016. Búho campestre – *Asio flammeus*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Eds.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/>

Penteriani, V., 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal displays as possible indicators of male/territory quality. *Ibis* 145, 127–135.

Penteriani, V., Delgado, M.M., 2019. The Eagle owl. T & AD Poyser, London.

- Recoder, L., Villero, D., 2018. Mapa de calidad de hábitat potencial de mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en los Pirineos. Habios, Centre Forestal, Tecnològic de Catalunya. Informe técnico.
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., Puigcerver, M., Gallego, S., 2003. Codorniz común, *Coturnix coturnix*. En: Martí, R., del Moral, J.C. (Ed.), Atlas de las Aves Reproductoras de España, 218-219. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., Sardà-Palomera, F., Alves, I., Bay, Y., Beça, A., Blanchy, B., Borgogne, B., Bourgeon, B., Colaço, P., Gleize, J., Guerreiro, A., Maghnouj, M., Rieutort, C., Roux, D., Puigcerver, M., 2010. Monitoring and management of Common Quail *Coturnix coturnix* populations in their atlantic distribution area. *Ardeola* 57, 135–144.
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., Puigcerver, M., Gallego, S., 1992. Mating strategy in the European quail (*Coturnix c. coturnix*) revealed by male population density and sex ratio in Catalonia (Spain). *Gibier Faune Sauvage* 9, 377–386.
- Sauro, P., Björklund, H., 2011. Forest raptors: conservation, ecology, behaviour and management implications. Losers and winners among Finnish forest dwelling birds of prey. In: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Eds), Ecology and Conservation of European Forest-Dwelling Raptors, 59-69. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
- Schmeller, D.S., Henle, K., Loyau, A., Besnard, A., Henry, P.-Y., 2012. Bird-monitoring in accEurope – a first overview of practices, motivations and aims. *Nature Conservation* 2, 41-57.
- Sullivan, B.L., Wood, C.L., Iliff, M.J., Bonney, R.E., Fink, D., Kelling, S., 2009. eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biol. Conserv.* 142(10), 2282–2292.
- Wingert, A.K., Benson, T.J., 2018. Detection of barn owls (*Tyto alba*) during nighttime call-broadcast surveys. *J. Raptor Res.* 52, 361–369.
- Wood, C., Sullivan, B., Iliff, M., Fink, D., Kelling, S., 2011. eBird: Engaging Birders in Science and Conservation. *PLoS Biol* 9(12): e1001220. Available from: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001220>
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., Martínez, J.E., Azkona, A., Hidalgo, S., Iraeta, A., 2006. Occupance and abundance of Little Owl (*Athene noctua*) in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* 83, 97-107.
- Zuberogoitia, I., Burgos, G., González-Oreja, J.A., Morant, J., Martínez, J.E., Zabala, J., 2019. Factors affecting spontaneous vocal activity of Tawny Owls *Strix aluco* and implications for surveying large areas. *Ibis* 161, 495-503.
- Zuberogoitia, I., Campos, L.F., 1998. Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola* 45 (1), 47-53.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., 2000. Methods for surveying Tawny Owl *Strix aluco* populations in large areas. *Biota* 1(2), 137-146.
- Zuberogoitia, I., 2000. La influencia de los factores meteorológicos sobre el éxito reproductor de la Lechuza Común. *Ardeola* 47(1), 49-56.

Zuberogoitia, I., 2002. Eco-etología de las rapaces nocturnas de Bizkaia. PhD Thesis, Basque Country University, Leioa.

Zuberogoitia, I. 2009. Distribución y red de seguimiento del mochuelo común (*Athene noctua*) en la CAPV. Centro de Biodiversidad de Euskadi, Madariaga Dorretxea. Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco, Busturia.

Zuberogoitia, I., 2011. Weather influence on breeding success of the tawny owl on the southwest limit of Eurosiberian Region. In: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Eds), Ecology and Conservation of European Forest-Dwelling Raptors, 184-189. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Zuberogoitia, I., 2012. Seguimiento de las rapaces rupícolas de Bizkaia. Temporada 2012. Dpto Sostenibilidad y Medio Natural. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao. Informe inédito.

Zuberogoitia, I., Campos, L.F., Crespo, T., Ocio, G., 1994. Datos sobre la distribución y pautas del comportamiento del chotacabras gris (*Caprimulgus europaeus*) en Bizkaia durante los periodos reproductores de 1993 y 1994. En: Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas, 297-305. Almerimar (El Ejido-Almería).

Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., Alonso, R., 2011a. Censusing owls. Some considerations to achieve better results. In: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Eds), Ecology and Conservation of European Forest-Dwelling Raptors, 137-145. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.

Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., Iraeta, A., Azkona, A., Castillo, I., 2004. Posible first record of double brooding on Tawny Owl *Strix aluco*. Ardeola 51(2), 435-437.

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.E., 2011b. Bias in little owl population estimates using playback techniques during surveys. Anim. Biodiv. Conserv. 34(2), 395-400.

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.A., Hidalgo, S., Martínez, J.E., Azkona, A., Castillo, I., 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. Ornis Fennica 84, 173-180.

Zwart, M.C., Baker, A., McGowan, P.J.K., Whittingham, M.J., 2014. The use of automated bioacoustic recorders to replace human wildlife surveys: An example using nightjars. PLoS ONE 9(7): e102770.



Fecha de recepción/ Date of reception: 11/12/2019

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 11/02/2020

Editor Asociado / Associate editor: Beatriz Martín