

Inventario y caracterización ecológica de la población de pico mediano en la ZEPA de Izki (Álava)

Carlos Ciudad Trilla
Hugo Robles Díez



Inventario y caracterización ecológica de la población de pico mediano en la ZEPA de Izki (Álava)

- Julio 2013 -

AUTORES:

Ciudad Trilla, Carlos ^a
Robles Díez, Hugo ^b

^a *Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, España. cciut@unileon.es*

^b *Centre for Applied Conservation Research, Department of Forest and Conservation Sciences, University of British Columbia, 2424 Main Mall, Vancouver. British Columbia, V6T 1Z4, Canada. hugo.roblesdiez@ua.ac.be*

CONTRIBUCIÓN AL TRABAJO REALIZADO:

Elaboración del informe:

Ciudad Trilla, Carlos
Robles Díez, Hugo

Coordinación científica:

Robles Díez, Hugo

Coordinación técnica:

Fernández García, José María

Trabajo de campo:

Unanue Goikoetxea, Azaitz
Ciudad Trilla, Carlos
Fernández García, José María
Gracianteparaluceta López de Torre, Ana

Este informe se ha elaborado en el marco de la acción A2 "Inventario y caracterización ecológica de la población de pico mediano" dentro del proyecto LIFE10 NAT/ES/000572 Pro-Izki "Gestión ecosistémica del marojal de Izki y de los hábitats y especies de interés comunitario con los que se relaciona".

Beneficiario coordinador:



Arabako Foru Aldundia
Diputación Foral de Álava

Beneficiario asociado responsable de la acción A2:

hazi

Landa eta itsas ingurunearen
garapenerako Eusko
Jaurlaritzaren Korporazioa

Corporación del Gobierno
Vasco para el desarrollo
del medio rural y marino

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento a todo el servicio de guardería y atención al público del Parque Natural de Izki; especialmente a Arantza Puente, Jesús Gómez, Iker Jon Estibalez, Lidia Lacha y Aitor Ibáñez, que colaboraron en el seguimiento de nidos de pico mediano y en la localización de árboles-nido de otros años. José María Fernández y Ana Gracianteparaluceta contribuyeron en la adquisición de la cartografía necesaria para la realización de este trabajo y aportaron valiosos comentarios que ayudaron a mejorar considerablemente una versión anterior del informe. Azaitz Unanue desarrolló con gran dedicación la mayor parte del trabajo de campo y cooperó en el apartado logístico del estudio. Itziar Amestoy participó desinteresadamente en la toma de datos en el campo y Aída Olmo colaboró en la digitalización de los datos recogidos.

ÍNDICE

RESUMEN	9
1) INTRODUCCIÓN	11
1.1. Biología y distribución del pico mediano	13
1.2. Amenazas y estado de conservación del pico mediano	15
1.3. El pico mediano en la ZEPA de Izki	17
1.4. Justificación y objetivos del estudio	18
2) MÉTODOS	21
2.1. Área de estudio	23
2.2. Ocupación, densidad y tamaño poblacional	26
2.2.1. Selección de las parcelas de muestreo	26
2.2.2. Estimación de áreas ocupadas, densidad y tamaño poblacional	28
2.3. Uso y selección de hábitat	29
2.3.1. Comportamiento de búsqueda de alimento y selección de los árboles de alimentación	29
2.3.2. Uso y selección de los árboles de nidificación	31
2.3.3. Selección de hábitat a escala de parcela	33
2.4. Parámetros reproductivos	36
3) RESULTADOS	39
3.1. Ocupación, densidad y tamaño poblacional	41
3.2. Uso y selección de hábitat	42
3.2.1. Comportamiento de búsqueda de alimento y selección de los árboles de alimentación	42
3.2.2. Uso y selección de los árboles de nidificación	46
3.2.3. Selección de hábitat a escala de parcela	49
3.3. Parámetros reproductivos	54

4) DISCUSIÓN	57
4.1. Contribución al conocimiento del pico mediano en Izki	59
4.2. Medidas específicas para la conservación de la especie	67
4.3. Plan de seguimiento de la población de pico mediano en Izki	70
4.4. Futuras líneas de trabajo	71
5) RESULTADOS MÁS RELEVANTES Y CONSIDERACIONES FINALES	75
6) REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
7) ANEXOS	89
• Anexo 1 – Otras tablas y figuras	91
• Anexo 2 – Fotografías	95
• Anexo 3 – Acción C3 del proyecto LIFE+ Pro-Izki: Recreación de estructuras boscosas con elementos forestales adecuados para la alimentación y nidificación del pico mediano	99

RESUMEN

Dentro del marco del proyecto LIFE+ Pro-Izki estudiamos la distribución, la abundancia, la selección del hábitat y la reproducción del pico mediano (*Dendrocopos medius*) en 37 parcelas de muestreo (tamaño medio = 30 ha) distribuidas por la superficie de hábitat potencial para la especie en la ZEPA de Izki (Álava). Los picos medianos ocuparon las parcelas de bosque dominadas por marojal (*Quercus pyrenaica*) bien desarrollado, mientras que las parcelas dominadas por quejigar (*Q. faginea*) no estuvieron ocupadas por aves territoriales. Estimamos el tamaño poblacional para el área dominada por marojal en 338 territorios (intervalo de confianza al 95% = 280-396), con una densidad media de 0,89 territorios/10 ha (intervalo de confianza al 95% = 0,74-1,04). Los picos medianos prefirieron buscar alimento sobre *Quercus* caducifolios, hayas y chopos con diámetros (DBH) ≥ 36 cm. Para anidar usaron *Quercus* caducifolios con DBH ≥ 18 cm, con preferencia por los árboles decadentes y muertos, y por aquellos con presencia previa de huecos. La presencia de territorios de pico mediano estuvo positivamente asociada con la densidad de *Quercus* caducifolios de gran diámetro (DBH ≥ 36 cm) en las parcelas de bosque. La abundancia de territorios estuvo positivamente relacionada con la densidad de *Quercus* caducifolios, hayas y chopos de gran diámetro (DBH ≥ 36 cm). Sin embargo, no encontramos una influencia significativa de la densidad de árboles potenciales para anidar sobre la ocupación y la abundancia del pico mediano. Estos resultados sugieren que la distribución y la abundancia del pico mediano están fuertemente asociadas a la disponibilidad de árboles importantes para la búsqueda de alimento, mientras que el substrato de nidificación no parece ser un factor limitante en la población en Izki. La fecha del inicio de la puesta en dos nidos controlados desde el principio del periodo reproductor fue el 9 y el 12 de mayo, con un tamaño de puesta de 4 huevos en ambos casos. La fecha media de abandono del nido fue el 10 de junio (ES = 2,6 días; n = 7 nidos), el éxito reproductor fue del 70 % (i.e. en 7 de los 10 nidos controlados se produjo al menos un pollo volantón) y el número medio de volantones producidos por nido exitoso fue de 2,2 volantones (ES = 0,3; n = 5 nidos). Los valores de éxito reproductivo y número de volantones son similares a los encontrados en una población de pico mediano de la

Cordillera Cantábrica, pero inferiores a los de poblaciones de Europa Central y del Este. De acuerdo con todos estos resultados y con la bibliografía preexistente, proponemos medidas específicas para la conservación del pico mediano en Izki encaminadas a preservar estructuras y elementos forestales apropiados para la especie en aquellos sectores óptimos. Adicionalmente, proponemos un sistema de seguimiento para poder evaluar la tendencia de la población a largo plazo e identificamos las áreas prioritarias de investigación para mejorar la conservación del pico mediano en Izki. Finalmente, seleccionamos zonas de hábitat subóptimo en una superficie total de 50 ha donde realizar actuaciones forestales que puedan favorecer el asentamiento de nuevas parejas de pico mediano (acción C3 del proyecto LIFE).

INTRODUCCIÓN

1.1. Biología y distribución del pico mediano

El pico mediano (*Dendrocopos medius*) es un pájaro carpintero de tamaño medio (aproximadamente 21 cm de longitud y 55 g de peso; véase figura 1A). Se trata de una especie monógama y territorial (Michalek & Winkler 2001, Pasinelli *et al.* 2001). Realiza una única puesta al año, generalmente de entre 3 y 7 huevos (Robles *et al.* 2008). Ambos sexos participan en las labores de cría (Michalek & Winkler 2001, Pasinelli 2003). Se considera una especie sedentaria con movimientos de dispersión relativamente limitados (Kossenko 2003, Pasinelli 2003), aunque en algunos casos pueden superar los 15 kilómetros (Pasinelli 2003, Ciudad 2011).

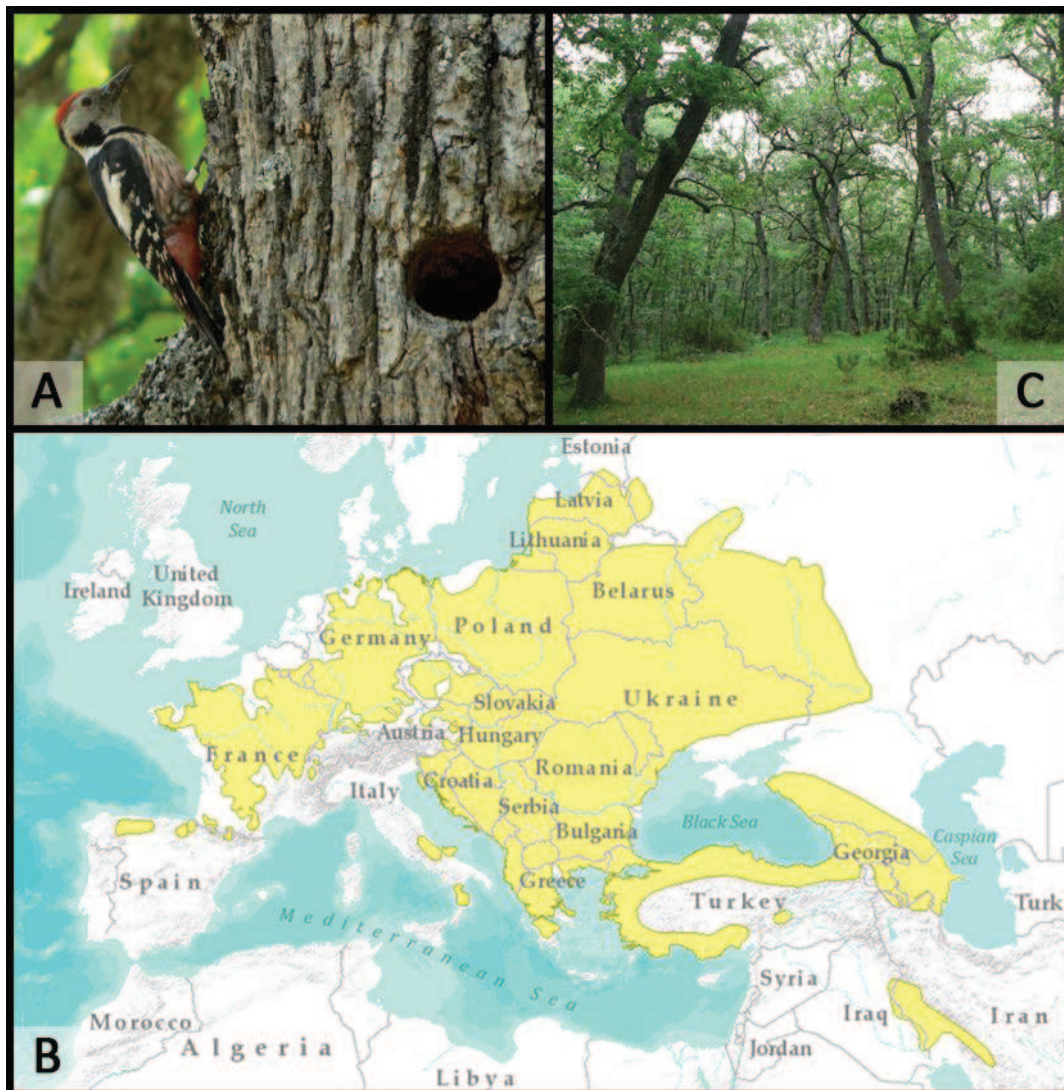


Figura 1. Hembra de pico mediano en las inmediaciones de la cavidad de cría (C. Ciudad) (A), hábitat característico del pico mediano (C. Ciudad) (C) y mapa de distribución mundial probable de la especie (Fuente: BirdLife International and Natureserve 2012) (B).

El área de distribución del pico mediano abarca las zonas de clima templado continental de Europa y Oriente Próximo, desde Rusia a España y desde Estonia a Irán (Pasinelli 2003; figura 1B). En la Península Ibérica, que coincide con el límite suroccidental del rango de distribución mundial de la especie, la población se encuentra repartida de forma irregular por los bosques caducifolios de la franja norte, desde los Ancares en Lugo hasta el Valle de Arán en Lérida (Onrubia *et al.* 2003; figura 2). Los núcleos de población más importantes se localizan en la Cordillera Cantábrica (entre León, Palencia, Cantabria y Asturias) y los Montes Vascos (desde Izki-Sabando en Álava a las Ameskoas en Navarra). En las áreas periféricas del arco cántabro-pirenaico existen núcleos marginales con pocos efectivos, que en algunos casos podrían haber desaparecido recientemente (Onrubia *et al.* 2004).

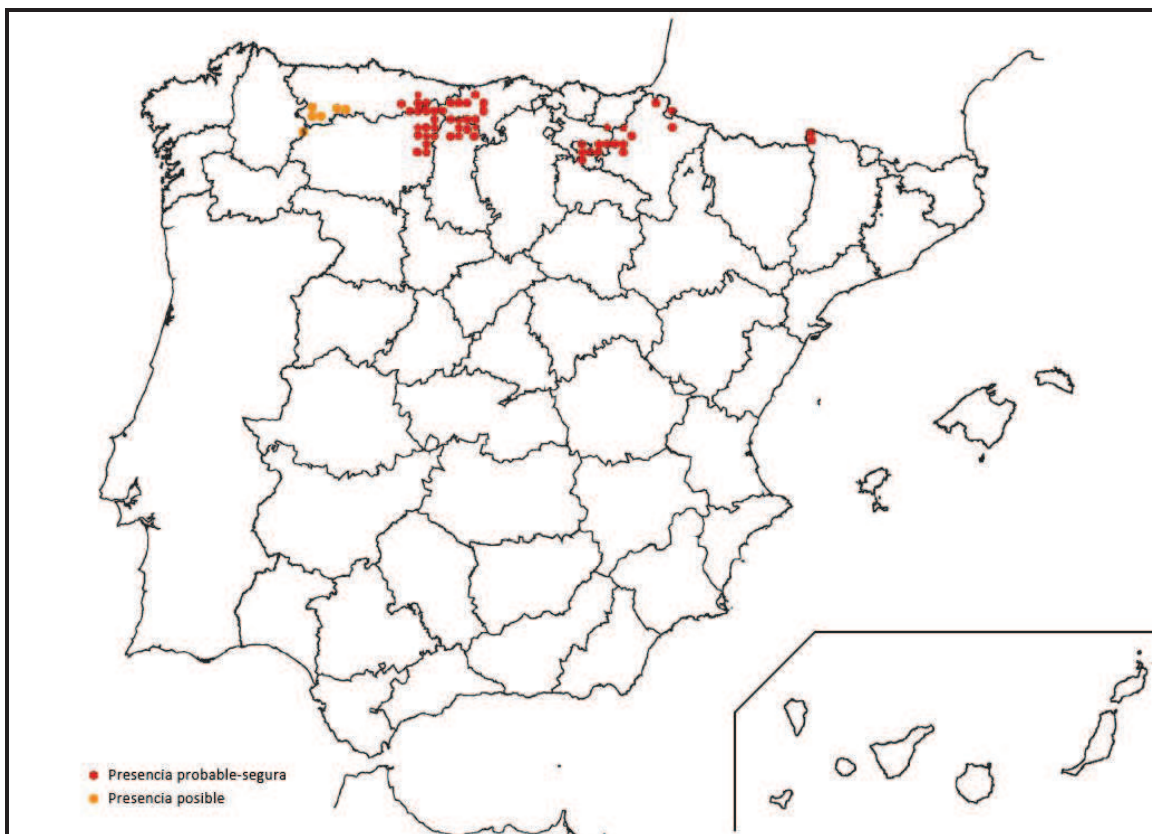


Figura 2. Mapa de distribución del pico mediano en la Península Ibérica (modificado de Onrubia *et al.* 2003). En rojo cuadrículas de 10 x 10 km con presencia probable o segura y en naranja cuadrículas con presencia posible (no detectada en los últimos censos realizados; García-Fernández *et al.* 2002, Sánchez Corominas *et al.* 2009).

El pico mediano habita los bosques caducifolios maduros dominados por árboles de corteza rugosa, principalmente robles (Pasinelli 2003; véase figura 1C). La preferencia por este tipo de hábitat probablemente está motivada por las condiciones de forrajeo, puesto que el pico mediano se alimenta en gran medida de artrópodos que encuentra en la superficie y en las fisuras de los árboles de corteza rugosa (Petterson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997, Robles *et al.* 2007a). Como substrato de alimentación seleccionan fundamentalmente las partes vivas de los árboles de gran diámetro, principalmente robles (Pasinelli & Hegelbach 1997, Pasinelli 2000, Robles *et al.* 2007a). La presencia de madera muerta aparentemente no es tan importante para la búsqueda de alimento del pico mediano como lo es en otros pájaros carpinteros. Sin embargo, en bosques del centro y norte de Europa se ha observado un incremento en el uso del substrato muerto para el forrajeo durante el periodo invernal (Petterson 1983, Pasinelli 2003). Para anidar, generalmente construyen una nueva cavidad de cría cada año, utilizando árboles decadentes (i.e. parcialmente descortezados y/o con hongos afiloforales) y con huecos previos (no excavados o excavados en años anteriores por pájaros carpinteros) (Pasinelli 2003, 2007, Kosiński & Winiecki 2004, Robles *et al.* 2007a). A pesar de considerarse un especialista asociado a los robledales maduros, el pico mediano presenta una cierta plasticidad para adaptarse a hábitats diferentes (ej. hayedos y bosques de ribera excepcionalmente viejos en el centro y este de Europa; Pasinelli 2003) y con cierto grado de alteración humana (ej. marojales adeshados en la Cordillera Cantábrica; Robles *et al.* 2007a).

1.2. Amenazas y estado de conservación del pico mediano

En las últimas décadas se ha demostrado que el pico mediano es una especie sensible a las perturbaciones antropogénicas. La pérdida, fragmentación y degradación del hábitat limitan seriamente la distribución y abundancia de la especie (Kossenko & Kaygorodova 2001, Onrubia *et al.* 2004, Robles *et al.* 2007a, Ciudad *et al.* 2009, Robles & Ciudad 2012). Las principales causas de la reducción y fragmentación de su hábitat se derivan de la roturación de los robledales para aprovechamientos agroganaderos y forestales (sustitución por plantaciones de coníferas y eucaliptos), las extracciones

madereras, los incendios, la sustitución natural por otras especies (principalmente hayas), las minas a cielo abierto y la apertura de pistas (Onrubia *et al.* 2004, Camprodon *et al.* 2007, Robles *et al.* 2007a). La pérdida y fragmentación del hábitat pueden reducir la probabilidad de ocupación del pico mediano en los parches que permanecen en el paisaje, su tamaño poblacional y el éxito de emparejamiento de los machos (Kossenko & Kaygorodova 2001, Robles *et al.* 2008, Robles & Ciudad 2012). Además, la degradación local del hábitat (i.e. reducción de la densidad de árboles importantes para alimentarse y anidar), como consecuencia de la extracción selectiva de árboles grandes y de la conversión de bosques maduros a bosques jóvenes debido a alteraciones antrópicas, disminuye drásticamente la posibilidad de utilización de estos bosques tanto por adultos reproductores como por juveniles de pico mediano (Pasinelli 2003, Robles *et al.* 2007a, Ciudad *et al.* 2009). En la Cordillera Cantábrica se ha observado que la degradación del hábitat, a través de una reducción de su calidad (definida como densidad de robles de al menos 36 cm de DBH), limita la probabilidad de ocupación y colonización de los parches de hábitat (Robles *et al.* 2007a, Robles & Ciudad 2012).

A nivel mundial la especie está catalogada como *Preocupación Menor* (LC: 'Least Concern'; BirdLife International 2013) y a nivel europeo está incluida en el anexo I de la Directiva 2009/147/CE relativa a la conservación de las aves silvestres. En España, está incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011). En el Libro Rojo de las Aves de España se considera *Casi Amenazada* (NT: 'Near Threatened'), aunque la escasa información disponible sobre tendencias poblacionales y posibles variaciones en la distribución hacen difícil su catalogación (Onrubia *et al.* 2004). Dentro de la Comunidad Autónoma del País Vasco, el pico mediano está clasificado como *Vulnerable* (VU: 'Vulnerable') en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Orden de 10 de enero de 2011 de la Consejería de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca), debido a su reducida área de distribución.

1.3. El pico mediano en la ZEPA de Izki

Desde su descubrimiento, la población de pico mediano de la ZEPA de Izki se ha considerado de gran importancia en el ámbito de la Península Ibérica. Las estimaciones realizadas hasta el momento indican que puede constituir uno de los principales reductos poblacionales de la península (Arambarri & Rodríguez 1996, Onrubia *et al.* 2003), por lo que asegurar su conservación debe ser un objetivo prioritario. No obstante, la única estimación poblacional se llevó a cabo hace más de 15 años (véase Arambarri & Rodríguez 1996). Además, el conocimiento sobre los requerimientos de hábitat del pico mediano en Izki es bastante limitado, por lo que es necesario indagar en estos aspectos para poder establecer medidas de conservación apropiadas.

Gran parte de los estudios desarrollados para profundizar en el conocimiento de la ecología del pico mediano y para optimizar los planes de gestión para su conservación, se han realizado en Europa Central, donde esta especie ocupa bosques dominados esencialmente por *Quercus* de carácter propiamente eurosiberiano. No obstante, dentro de la Península Ibérica, la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica es una de las zonas del área de distribución mundial de la especie mejor estudiadas (Robles & Olea 2003, Robles 2004, Robles *et al.* 2007a, Robles *et al.* 2007b, Robles *et al.* 2008, Vila *et al.* 2008, Ciudad *et al.* 2009, Ciudad 2011, Robles & Ciudad 2012). En la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, el pico mediano habita bosques con características relativamente semejantes a los de la ZEPA de Izki (i.e. bosques caducifolios dominados por *Q. pyrenaica* y con un cierto grado de mediterraneidad). Por tanto, aprovecharemos esa información para comparar ambas poblaciones. Sin embargo, también existen diferencias entre los bosques de Izki y los de la Cordillera Cantábrica, como por ejemplo la existencia de marojales adhesionados en estos últimos, lo que hace que sea importante evaluar los requerimientos de hábitat específicos del pico mediano en la ZEPA de Izki.

1.4. Justificación y antecedentes del estudio

Este informe técnico se encuentra enmarcado en el proyecto LIFE10 NAT/ES/000572 "Gestión ecosistémica del marojal de Izki y de los hábitats y especies de interés comunitario con los que se relaciona" (LIFE+ PRO-Izki), financiado por la Comisión Europea y la Diputación Foral de Álava, y coordinado por la Diputación Foral de Álava y la Fundación Hazi. El objetivo general del proyecto es restaurar y conservar a largo plazo, en condiciones favorables, el marojal (*Q. pyrenaica*) de Izki y los hábitats y especies de interés comunitario con los que interactúa en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de Izki. Además, se pretenden establecer medidas específicas para la protección de algunas especies (pico mediano, murciélago de Bechstein [*Myotis bechsteinii*] y rana ágil [*Rana dalmatina*]) y ecosistemas (enclaves higroturbosos) asociados a estos bosques.

Una de las especies clave objeto de estudio y conservación del proyecto es el pico mediano. En la década de los 90 se descubrió una importante población de este pájaro carpintero en Izki (Arambarri & Rodríguez 1994a). Durante este tiempo, se han desarrollado diversos estudios para tratar de determinar la situación del pico mediano en estos bosques y establecer medidas para su conservación (véase por ejemplo Arambarri & Rodríguez 1994b, 1996, Domínguez & Onrubia 2004, ERROTUZ 2008). Sin embargo, en muchos casos la metodología empleada (i.e. itinerarios de censo con reproducción prolongada de reclamos) no ha sido la más adecuada para poder estimar la densidad y abundancia de la especie (véase Resources Inventory Committee 1998, Robles & Olea 2003, Robles 2004). Como resultado, pese a la gran relevancia que se otorga a esta población en el contexto de la Península Ibérica, no existe todavía una información suficientemente contrastada sobre la distribución, la abundancia y la caracterización del hábitat de cría del pico mediano en Izki.

El proyecto LIFE+ PRO-Izki nos brinda la oportunidad de mejorar el estado de conservación de la población de pico mediano de Izki, tomando como punto de partida el conocimiento de su situación actual. En este estudio pretendemos estimar la densidad y el tamaño poblacional, así como evaluar la selección del hábitat de la

especie en Izki. En base a los resultados obtenidos, proponemos actuaciones para la conservación del pico mediano en Izki y un sistema de seguimiento para poder determinar la tendencia poblacional de la especie a largo plazo. Además, comparamos los resultados de este estudio con otras investigaciones europeas realizadas para esta especie con una metodología similar.

Los objetivos específicos del presente estudio son los siguientes:

1. Estimar el tamaño poblacional y la densidad de territorios y de parejas de pico mediano en la ZEPA de Izki.
2. Evaluar la selección de árboles para la alimentación y para la nidificación dentro de los territorios de pico mediano.
3. Caracterizar la estructura del hábitat en función de las densidades de árboles importantes para alimentarse y anidar, obtenidas a partir de los resultados del objetivo 2.
4. Basándonos en los resultados de los objetivos 1-3, relacionar la distribución y abundancia del pico mediano con la estructura del hábitat.
5. Recabar información sobre fenología de la reproducción y parámetros reproductivos de la especie.
6. Establecer un sistema de seguimiento de la especie para evaluar tendencias de la población de Izki a largo plazo.
7. En base al conocimiento recogido en los objetivos 1-5 y a la literatura preexistente, indicar medidas de gestión para la conservación del pico mediano en Izki y en zonas aledañas de su área de distribución, así como identificar los campos de investigación prioritarios para mejorar la conservación de la población de la especie.
8. Seleccionar áreas subóptimas para la especie donde llevar a cabo actuaciones silvícolas de mejora de la estructura del hábitat con el fin de facilitar el asentamiento de nuevas parejas (Anexo 3: Acción C3 del proyecto LIFE+ Pro-Izki).

MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio está situada en el sudeste de Álava y coincide con los límites del Parque Natural de Izki (figura 3), declarado también Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) (código ES2110019). Ocupa una superficie de 9.143 ha distribuida entre los términos municipales de Arraia-Maeztu, Bernedo y Campezo, pertenecientes a la comarca de la Montaña Alavesa.

Esta zona está enclavada dentro de la región bioclimática Eurosiberiana, aunque su cercanía al borde de la región Mediterránea provoca que el clima incluya algunas características propias de una zona de transición (Martín 2005). La altitud oscila entre los 610 y los 1.175 m, con valores medios en torno a los 800 m. Se caracteriza por ser un terreno eminentemente forestal (≈ 77 % de la superficie total), donde la superficie no arbolada se encuentra ocupada por roquedos, cursos fluviales, lagunas, matorrales, pastizales y zonas de cultivo. Buena parte de la cubierta no forestal es el resultado de la actividad humana desarrollada en este territorio durante siglos, que ha provocado la roturación de una porción de los bosques originales para el aprovechamiento agroganadero (Martín 2005).

Dentro de la cubierta forestal (véase Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2013), el bosque predominante es el marojal (40,2 % de la superficie total; figura 3). Se distribuye, de manera casi continua, por la cubeta arenosa que atraviesa el río Izki, caracterizada por la presencia de suelos bien drenados y laderas luminosas (Martín 2005). El grado de desarrollo del arbolado en estos bosques es globalmente alto, aunque existen zonas ocupadas por marojales jóvenes. La presencia de estos bosques degradados podría deberse a talas y quemas que frecuentemente dan lugar a rodales densos con marojos de pequeño tamaño rebrotando directamente de cepa y con un elevado grado de competencia. Este proceso de degradación se ha observado en gran parte de los enclaves de la Península Ibérica ocupados por roble marojo (Tárrega & Luis 1990, Blanco *et al.* 1997, Robles *et al.* 2007a, Loidi *et al.* 2011). En el interior de la masa de marojal se pueden encontrar también pequeños bosquetes de roble pedunculado (*Q. robur*).

El segundo tipo de hábitat más extenso es el hayedo (*Fagus sylvatica*) (19,9 %; figura 3). Estos bosques ocupan principalmente las montañas y zonas altas (por encima de los 750-800 m de altitud) que rodean el marojal, aunque también existen manchas aisladas de hayedo en las laderas más húmedas y umbrías del interior del marojal (Martín 2005).

Los quejigares también ocupan una parte importante de la superficie de Izki (9,9 %; figura 3). Se extienden tanto por las zonas bajas en laderas de suelos ricos, frescos y húmedos, como por algunos de los crestones de las partes altas (Loidi *et al.* 2011). El estado de conservación y de desarrollo de estos bosques en términos generales es bastante precario (Martín 2005), predominando en gran parte de la superficie del quejigar el arbolado joven.

El interior de la masa de marojal está atravesado por galerías de bosques fluviales y bosques mixtos donde los robles se mezclan con otros árboles caducifolios (Martín 2005, Loidi *et al.* 2011). Las especies más frecuentes en estos dos tipos de bosques son alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos (*Fraxinus* sp.), sauces (*Salix* sp.), chopos (*Populus* sp.) y abedules (*Betula* sp.). Todos estos ecosistemas forestales se han agrupado dentro de lo que hemos denominado bosques de ribera (2,0 %; figura 3).

Finalmente, los encinares (*Q. ilex*) tienen una escasa representación en el área de estudio (1,2 %; figura 3), ocupando terrenos expuestos y sometidos a una fuerte insolación (Loidi *et al.* 2011). En general, se trata de un arbolado de copa abierta y con escasa envergadura, aunque es posible encontrar ejemplares dispersos de gran tamaño.

Al margen de los bosques naturales anteriormente descritos, en Izki se pueden encontrar algunas plantaciones forestales (Martín 2005). Una pequeña parte de ellas consisten en plantaciones de otras frondosas (0,2 %; figura 3), como castaños (*Castanea sativa*) y robles americanos (*Q. rubra*). El resto se corresponde con plantaciones de coníferas (3,8 %; figura 3), principalmente de pino laricio (*Pinus nigra*), pino silvestre (*P. sylvestris*) y abeto de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*).

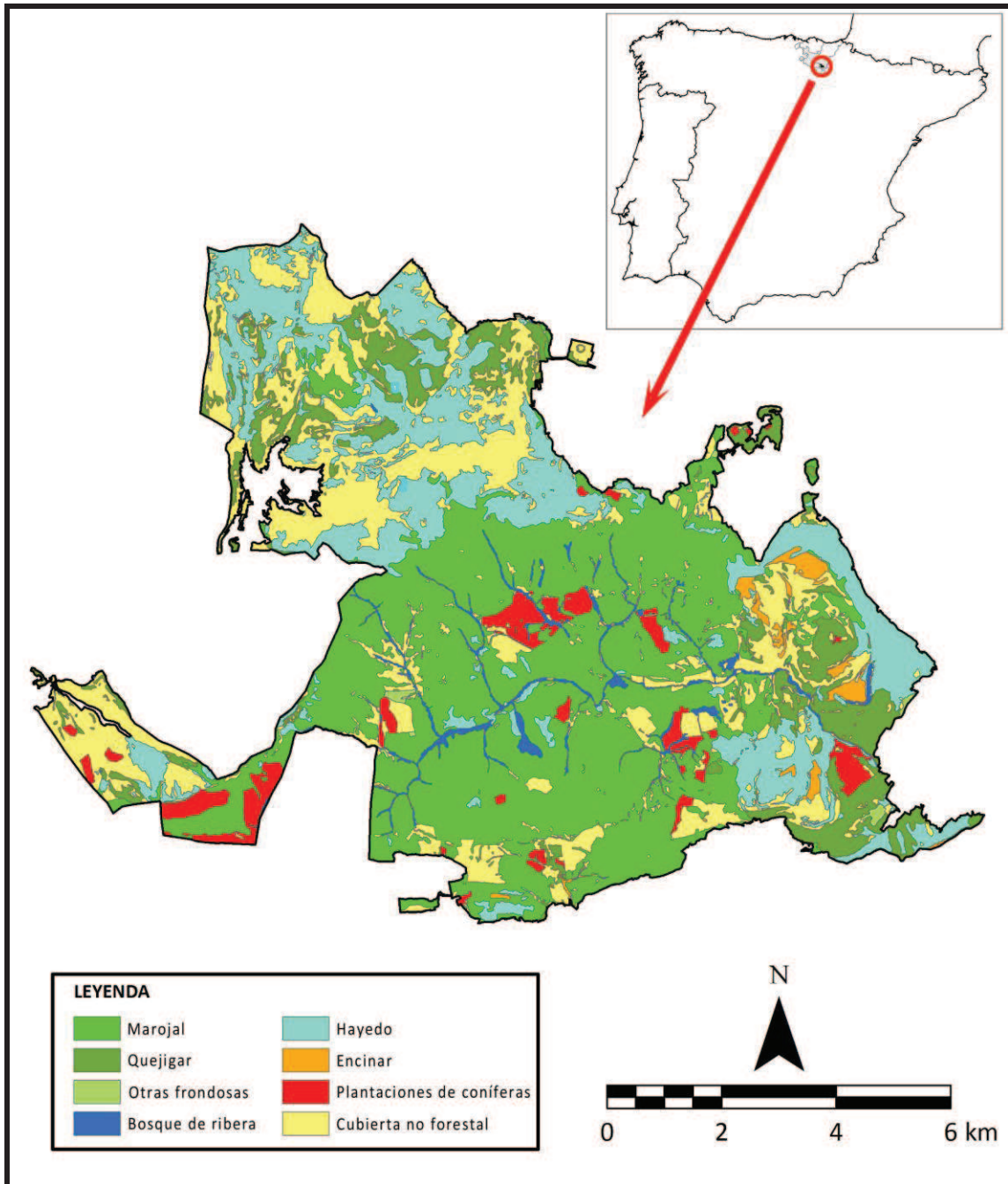


Figura 3. Situación del área de estudio (ZEPA de Izki) y mapa de los tipos de vegetación elaborado en ArcGIS 9.2 a partir la información del Mapa Forestal de la CAPV 2010 (Gobierno Vasco 2010).

En el área de estudio, se ha observado que el hábitat de cría del pico mediano está constituido fundamentalmente por marojales (Arambarri & Rodríguez 1996, ERROTUZ 2008). No obstante, los quejigares, bosques de ribera y bosquetes de otras frondosas de corteza rugosa también pueden ser hábitat potencial para la especie durante el

periodo reproductor (Arambarri & Rodríguez 1996, Pasinelli 2003, Kosiński & Winiński 2004, Onrubia *et al.* 2004, Robles 2004, Camprodon *et al.* 2007). Por lo tanto, en este estudio consideraremos los bosques dominados por *Quercus caducifolios* (incluyendo en este término tanto las especies puramente caducifolias, fundamentalmente *Q. robur*, como las consideradas marcescentes, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea*), los bosques de ribera y los bosquetes de otras frondosas como hábitat potencial para la especie.

2.2. Ocupación, densidad y tamaño poblacional

2.2.1. Selección de las parcelas de muestreo

Estimamos la distribución y la abundancia del pico mediano en 37 parcelas de muestreo dispuestas por la ZEPA de Izki. Para seleccionar las parcelas de muestreo elaboramos en ArcGIS 9.2 (ESRI, <www.esri.com>) una capa de hábitat potencial para el pico mediano. Esta capa se obtuvo extrayendo del Mapa Forestal de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Gobierno Vasco 2010) los bosques de *Quercus caducifolios*, los bosques de ribera, los bosques mixtos dominados por *Quercus caducifolios* y los bosquetes de otras frondosas. Mediante el uso de la extensión Hawth's Analysis Tools (Beyer 2004) establecimos parcelas al azar dentro de la superficie cubierta por hábitat potencial. El tamaño medio de las parcelas fue de 30,04 ha (ES = 0,16; rango = 29,0-30,3) para poder incluir varios territorios dentro de una parcela, puesto que el tamaño de los territorios de pico mediano varía habitualmente entre 4 y 10 ha (Pasinelli 2003). La separación mínima entre parcelas fue en todos los casos superior a 550 m, para evitar que dos parcelas distintas pudieran albergar un mismo territorio. La forma de las parcelas fue cuadrada, salvo en aquellos casos en los que fue necesario ajustarlas a los límites de la ZEPA y a la presencia de carreteras, por lo que el área de las parcelas en algunos casos también varió ligeramente. Del mismo modo, hubo que modificar ligeramente la ubicación y la forma de algunas parcelas para ajustarlas dentro de los límites de la superficie de hábitat potencial de la ZEPA de Izki.

Dentro del área potencial para el pico mediano identificamos dos tipos de hábitats potenciales diferenciados (figura 4):

- Marojal: Dominado fundamentalmente por marojales, pero incluyendo también los bosques de ribera y bosquetes de otras frondosas embebidos en su interior. Forma una masa forestal prácticamente continua que ocupa el núcleo central de Izki (3.979 ha). El arbolado presenta un grado variable de desarrollo (véase sección 3.2.3. y ERROTUZ 2008).
- Quejigar: Dominado fundamentalmente por quejigares, aunque con presencia en menor medida de otras frondosas como robles marojos o hayas. Distribuido en forma de fragmentos por localizaciones más periféricas de Izki (1.008 ha). El estado general de desarrollo y de conservación del arbolado es bastante pobre (véase sección 3.2.3. y Martín 2005).

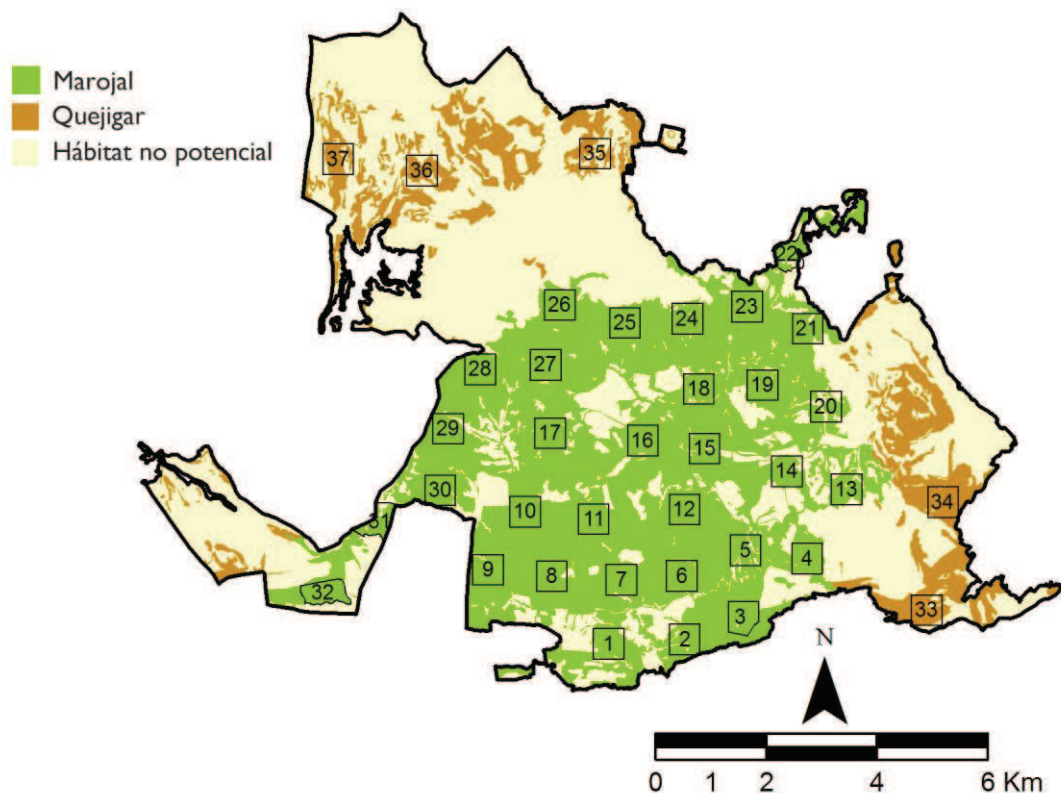


Figura 4. Mapa de la ZEPA de Izki con la situación de las 37 parcelas de muestreo (polígonos con número identificativos en su interior) y su distribución en los dos tipos de hábitat potencial para el pico mediano: marojal (bosques dominados por *Quercus pyrenaica*) y quejigar (bosques dominados por *Quercus faginea*).

De las 37 parcelas, 32 estuvieron localizadas dentro de bosques dominados por marojal y las 5 restantes en bosques dominados por quejigar (figura 4). La superficie total muestreada fue de 1.111 ha, cubriendo un 25 % de la superficie del marojal y un 15 % de la superficie del quejigar.

2.2.2. Estimación de áreas ocupadas, densidad y tamaño poblacional

Estimamos la presencia y abundancia de picos medianos territoriales en las parcelas de muestreo durante la primavera de 2012. Para ello, muestreamos cada parcela al menos 3 veces durante la estación pre-reproductora (desde mediados de marzo hasta inicios de mayo), coincidiendo con el periodo de máxima territorialidad (Robles *et al.* 2008). Recorrimos la superficie de cada parcela con un esfuerzo de muestreo de unas 20 ha/hora, parando cada 100 m para realizar escuchas. En cada parada se reprodujeron las vocalizaciones del pico mediano ("kweek calls" y "rattle calls"; Pasinelli 2003), alternando 30 segundos de reproducción con 45 segundos de escucha, repitiendo la operación una vez más en caso de no detectar presencia de la especie (Robles & Olea 2003, Robles *et al.* 2007a). Cuando se detectó algún pico mediano paramos las reproducciones para evitar atraer individuos de otras áreas y anotamos las señales de actividad, visuales y acústicas, en mapas a escala aproximada 1:4.000 con el fin de cartografiar los territorios (Robles & Olea 2003, Robles *et al.* 2008). Consideramos que dos individuos estaban emparejados cuando les observamos juntos sin interacciones agresivas durante al menos 3 visitas, excavando cavidades de cría, copulando o criando (Robles *et al.* 2008). En seis parcelas observamos presencia de la especie en una o dos visitas, pero no en visitas posteriores. En esos casos realizamos visitas adicionales durante el periodo reproductor (inicios de mayo hasta finales de junio) para confirmar la presencia de territorios, ya que la observación ocasional de aves puede deberse a individuos transeúntes no territoriales (Robles & Olea 2003, Robles *et al.* 2008). Las parcelas que estuvieron ocupadas temporalmente por transeúntes se consideraron no ocupadas por individuos territoriales. Para estimar la abundancia, contabilizamos todos los territorios en los que la mayor parte de su superficie se ubicaba dentro de los límites de las parcelas de muestreo. Con esta

metodología pudimos estimar de manera fiable la ocupación territorial, el número de territorios y el número de parejas de pico mediano dentro de cada parcela de muestreo.

A partir del número de territorios y de parejas calculamos la densidad de la población (en territorios y en parejas por cada 10 ha) para cada una de las parcelas de muestreo. Utilizamos los valores de densidad media en las 37 parcelas de muestreo para estimar el número de territorios y de parejas territoriales en la ZEPA de Izki. Con este fin, consideramos que la superficie total de hábitat potencial en la ZEPA es de 4.805 ha.

También realizamos los mismos cálculos de densidades y tamaño poblacional incluyendo únicamente los resultados de las parcelas ubicadas en el área dominada por marojal ($n = 32$, superficie total = 3.797 ha), puesto que las parcelas del área dominada por quejigar no estuvieron ocupadas por picos medianos territoriales (véase sección 3.1).

2.3. Uso y selección de hábitat

2.3.1. Comportamiento de búsqueda de alimento y selección de los árboles de alimentación

Tomamos datos del comportamiento de búsqueda de alimento durante las visitas realizadas a los territorios de pico mediano en el periodo pre-reproductor. Recogimos una única observación por árbol, dejando un mínimo de 10 minutos entre distintas observaciones para reducir su dependencia (Rudolph *et al.* 2002, Robles *et al.* 2007a, Ciudad *et al.* 2009). En cada observación registramos la posición de las aves en el árbol (T: en el tronco por debajo de las ramas; TR1: en el tronco en la mitad inferior de la copa; TR2: en el tronco en la mitad superior de la copa; R1: en una rama de la mitad inferior de la copa; R2: en una rama de la mitad superior de la copa), el grosor y la condición del substrato de alimentación (vivo o muerto), así como la técnica empleada (“superficie”: recoge alimento de la superficie del árbol; “fisuras”: extrae alimento con

el pico o con la lengua del interior del substrato; “picoteo”: excava con el pico en el substrato buscando insectos subcorticales; “escalada”: escala por el árbol antes de utilizar otra técnica de búsqueda de alimento; “savia”: chupa savia del árbol; “vuelo”: captura presas al vuelo; “suelo”: se alimenta en la superficie del suelo; véase Pettersson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997 y Robles 2004).

Para examinar la selección de los árboles de alimentación comparamos las características de los árboles usados con las de árboles no usados (i.e. controles). Como árbol control tomamos el árbol más cercano no usado; considerando únicamente *Quercus caducifolios*, hayas y chopos de al menos 9,5 cm de diámetro (DBH: *diameter at breast height*, medido a 1,3 m del suelo), puesto que los picos medianos no usaron árboles de otras especies ni de menor grosor para buscar alimento. Para cada árbol usado en la búsqueda de alimento y para cada árbol control anotamos la especie, el diámetro, la condición (vivo o decadente-muerto: tronco parcialmente descortezado y/o con hongos afiloforales y/o completamente muerto) y la altura.

Comparamos las características de los árboles usados y de los árboles control mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con una distribución de errores de tipo binomial y una función de vínculo logística en R (<www.R-project.org>). La variable dependiente binomial fue el uso del árbol (1 = usado, 0 = no usado). La especie (ESPECIE), el diámetro (DBH) y la condición (CONDICIÓN) de cada árbol se incluyeron como términos fijos. Excluimos la altura del árbol de los modelos debido a su correlación con el diámetro. El evento de alimentación se incluyó como factor aleatorio para controlar la dependencia que supone considerar dos observaciones de una misma localización (correspondientes al árbol de alimentación y al árbol control más cercano).

Usamos un enfoque basado en la teoría de la información (Burnham & Anderson 2002) para evaluar qué características explicaron mejor el uso de los árboles para la búsqueda de alimento por el pico mediano. Primero corrimos un set de modelos con distintas combinaciones de variables potencialmente explicativas así como un modelo

sin variables (i.e. el modelo nulo). La comparación de varios modelos permite reducir la incertidumbre asociada con la estimación de los parámetros calculados a través de un único modelo, mientras que la comparación con el modelo nulo permite evaluar si los modelos con variables explicativas estuvieron mejor soportados por los datos que el modelo sin variables. Ordenamos los modelos de acuerdo con el criterio de información de Akaike (AIC) y el peso de Akaike (Burnham & Anderson 2002, Johnson & Omland 2004). Se considera que los modelos con menor AIC están mejor soportados por los datos y que aquellos modelos con un ΔAIC (diferencia en el valor de AIC) inferior a 2 tienen un soporte similar (Burnham & Anderson 2002). Los pesos o ponderaciones de Akaike proporcionan una estimación de la probabilidad de que un modelo sea el mejor del conjunto de modelos examinados. La suma de los pesos de todos los modelos candidatos es 1. Evaluamos la influencia de las variables incluidas en los mejores modelos mediante el cálculo de los estimadores de los parámetros y sus errores estándares promediados (*model-averaged*) para el conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson 2002).

2.3.2. Uso y selección de los árboles de nidificación

De abril a junio de 2012 buscamos nidos en los territorios ocupados por parejas de pico mediano, localizando 10 árboles con cavidades de cría excavadas por parejas territoriales en el periodo reproductor. Consideramos que las cavidades fueron usadas para criar si observamos adultos en su interior durante más de 20 minutos (i.e. incubando) y/o observamos adultos alimentando a los pollos en las cavidades (Robles *et al.* 2007a). También utilizamos el registro de nidos de pico mediano de años anteriores del Parque Natural de Izki, por lo que en total localizamos 28 árboles-nido. Una vez finalizado el periodo reproductor, para cada árbol anotamos la especie, el diámetro, la condición (vivo; decadente: tronco parcialmente descortezado y/o con hongos filiformes; o muerto), la altura y la presencia previa de huecos de más de 4 cm de ancho (i.e. el tamaño mínimo requerido por el pico mediano para anidar; Robles *et al.* 2007a), tanto no excavados (i.e. generados a partir de la fractura de ramas o por otros procesos de decaimiento del árbol) como excavados por pájaros carpinteros.

Además, para cada cavidad de cría tomamos la altura (medida desde la base de la entrada de la cavidad al suelo), la posición en el árbol (T, TR1, TR2, R1 o R2; véase apartado anterior), el diámetro y la condición (vivo o muerto) de la zona del árbol donde estaba situada la cavidad, así como la orientación de la entrada de las cavidades. Para analizar los datos de orientación de la entrada utilizamos Oriana 4 (Kovach 2011). Este software nos permitió obtener un histograma circular y comprobar si la distribución de las orientaciones de los nidos fue uniforme, por medio del test de Rayleigh (Zar 2010). En total, registramos datos de 29 cavidades, puesto que uno de los árboles-nido tenía dos cavidades de diferentes años. En 7 nidos accesibles de 2012 también medimos la anchura y la altura de la entrada de la cavidad, la profundidad horizontal y vertical de la cavidad, y el grosor de la pared frontal (véase figura 5).

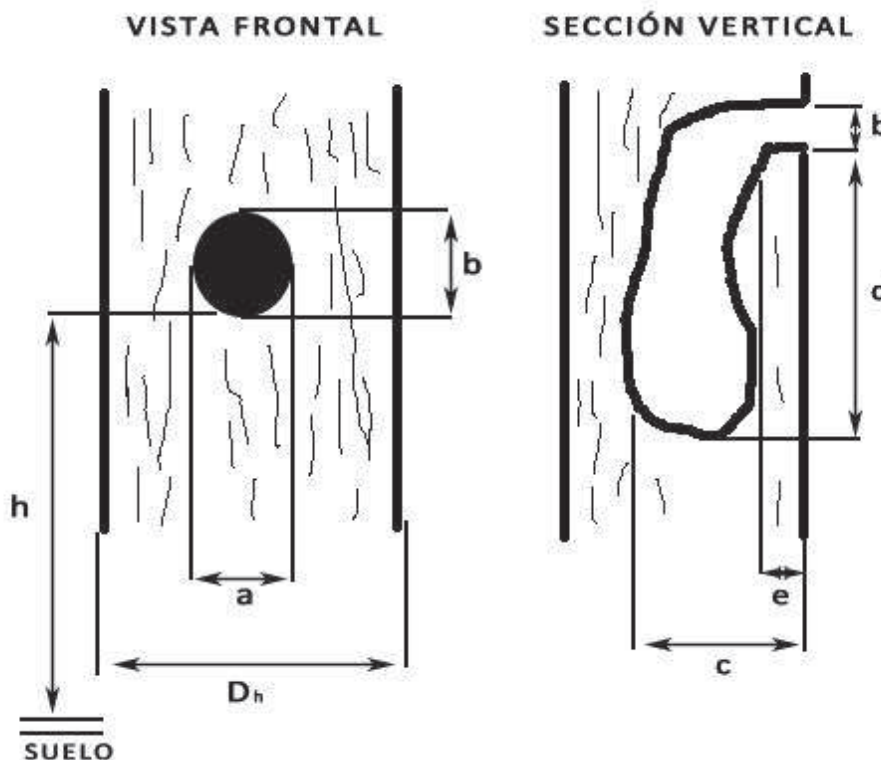


Figura 5. Esquema de las mediciones realizadas en las cavidades de cría de pico mediano: anchura (a) y altura (b) de la entrada; profundidad horizontal (c) y vertical (d) de la cavidad; grosor de la pared frontal (e); diámetro a la altura de la entrada (D_h); y altura de la entrada al suelo (h).

Comparamos las características de los árboles usados para la nidificación con las de los árboles control (i.e. los 3 árboles más cercanos no usados) mediante GLMM

binomiales. Consideramos como árboles control únicamente los *Quercus* caducifolios de al menos 18 cm de DBH, ya que no usaron árboles de otras especies ni de menor grosor para construir el nido. La variable dependiente binomial fue el uso del árbol (1 = usado, 0 = no usado). El diámetro (DBH), la condición (CONDICIÓN) y la presencia de huecos (HUECOS) de cada árbol se incluyeron como términos fijos. No incluimos la especie del árbol en los modelos debido a que todos los árboles registrados fueron *Q. pyrenaica*. Además, no incluimos la altura de los árboles como variable explicativa para evitar problemas de multi-colinealidad asociados a su correlación con el diámetro de los árboles. El evento de nidificación se incluyó como factor aleatorio para controlar la dependencia que supone considerar varias observaciones de una misma localización (correspondientes al árbol-nido y a los 3 árboles no usados más cercanos). Puesto que la condición de los árboles puede variar con el tiempo, realizamos un primer análisis considerando solamente los árboles-nido del año 2012. Obtuvimos resultados similares incluyendo los datos de árboles-nido de años anteriores, por lo que finalmente presentamos los resultados de los análisis que incluyeron los datos de los árboles-nido de todos los años. La selección de los modelos y la evaluación de la influencia de las variables se realizaron siguiendo los métodos indicados en la sección 2.3.1.

2.3.3. Selección de hábitat a escala de parcela

Estudios previos muestran que la densidad de los árboles importantes para la alimentación y la nidificación está inversamente relacionada con el tamaño de las áreas de campeo de estas aves (Pasinelli 2000), y positivamente asociada con la presencia de pico mediano en los parches de hábitat (Robles *et al.* 2007a, Robles & Ciudad 2012). En base a los resultados obtenidos sobre la selección de árboles usados por los picos medianos en Izki para alimentarse y anidar, calculamos la densidad de estos árboles para caracterizar la estructura del hábitat en las parcelas de muestreo.

Registramos datos de la estructura de la vegetación en el interior de las parcelas estableciendo desde el centroide de cada parcela una red de puntos de muestreo

circulares (*plots*) de 0,04 ha separados entre sí 150 m. En todas las parcelas tomamos datos de la estructura de la vegetación en 9 *plots*, excepto en dos en las que se redujo a 8 y 7 *plots* debido a la forma y orografía de estas parcelas. En total, establecimos 330 *plots* en las 37 parcelas de estudio. En cada uno de los *plots* anotamos para cada árbol de al menos 9,5 cm de DBH (i.e. diámetro mínimo de los árboles usados por los picos medianos para alimentarse) situado en el interior del círculo la especie, el diámetro, la condición (vivo, decadente o muerto) y la presencia previa de huecos de más de 4 cm de ancho (i.e. tamaño mínimo usado como cavidad de cría por un pico mediano). Además, medimos la altura media de los árboles de al menos 20 cm de DBH de cada *plot* (el 97 % de los árboles usados para alimentarse tuvieron $DBH \geq 20$ cm), y determinamos la altitud y las coordenadas del punto central del *plot* con ayuda de un receptor GPS. A partir de esta información cuantificamos la densidad de árboles importantes para la alimentación (i.e. *Quercus caducifolios*, hayas y chopos con $DBH \geq 36$ cm; variable ALIMENTACIÓN-TOTAL, véase sección 3.2.1.). Los picos medianos usaron en promedio árboles con DBH de 36 cm, con preferencia por aquellos de mayor diámetro (véase sección 3.2.1.), por lo que los árboles con $DBH \geq 36$ cm fueron considerados como adecuados para la búsqueda de alimento. También cuantificamos la densidad de árboles importantes para la nidificación (i.e. *Quercus caducifolios* con $DBH \geq 18$ cm, decadentes o muertos, y/o con huecos; variable NIDIFICACIÓN-TOTAL, véase sección 3.2.2.). Los picos medianos usaron árboles con un DBH mínimo de 18 cm, pero por encima de este valor no encontramos una preferencia por los árboles de mayor diámetro (véase sección 3.2.2.). Por tanto, consideramos que los árboles con un DBH de al menos 18 cm fueron potencialmente disponibles para la nidificación. Utilizamos la densidad media de estos árboles en los *plots* de cada parcela para estimar las densidades a escala de parcela de muestreo.

En un primer paso, comparamos las densidades de los árboles de alimentación (ALIMENTACIÓN-TOTAL) y nidificación (NIDIFICACIÓN-TOTAL) entre las 32 parcelas dominadas por marojal y las 5 parcelas dominadas por quejigar. Para la densidad de árboles de alimentación también consideramos una variable únicamente con la densidad de *Quercus caducifolios* de gran diámetro (ALIMENTACIÓN-QUERCUS), puesto que más del 92 % de las observaciones de alimentación fueron en esos árboles. Para la densidad de los

árboles de nidificación incluimos una variable sin considerar la presencia de huecos (NIDIFICACIÓN-SINHUECOS), para intentar determinar el efecto individualizado de la condición de los árboles. Realizamos la comparación de la estructura del hábitat entre las parcelas dominadas por marojal y las parcelas dominadas por quejigal mediante el test de la t-Student (para ALIMENTACIÓN-TOTAL y NIDIFICACIÓN-TOTAL) y el test de la U de Mann-Whitney (para ALIMENTACIÓN-QUERCUS y NIDIFICACIÓN-SINHUECOS) en SPSS 15.0 (<www.spss.com>).

Estimamos las relaciones entre las densidades de los árboles importantes para la alimentación y la nidificación, y la ocupación del pico mediano mediante modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución de errores de tipo binomial y funciones de vínculo logísticas en R. La variable dependiente binomial fue la ocupación de la parcela (1 = ocupada por individuos territoriales, 0 = no ocupada). La densidad de los árboles de alimentación (ALIMENTACIÓN-TOTAL) y la densidad de los árboles de nidificación (NIDIFICACIÓN-TOTAL) de cada parcela se incluyeron como términos fijos. Al igual que en el caso anterior, para la densidad de árboles de alimentación incluimos una variable únicamente con los *Quercus* caducifolios de gran diámetro (ALIMENTACIÓN-QUERCUS) y para la densidad de árboles de nidificación una variable sin considerar la presencia de huecos (NIDIFICACIÓN-SINHUECOS).

Estimamos las relaciones entre las densidades de los árboles importantes para la alimentación y la nidificación, y la abundancia (densidad) del pico mediano en las parcelas que estuvieron ocupadas mediante regresión lineal múltiple (LM) en R. La variable dependiente fue la densidad de territorios de pico mediano (DENSIDAD) de cada parcela. La densidad de los árboles de alimentación (ALIMENTACIÓN-TOTAL, ALIMENTACIÓN-QUERCUS) y la densidad de los árboles de nidificación (NIDIFICACIÓN-TOTAL, NIDIFICACIÓN-SINHUECOS) de cada parcela se incluyeron como términos fijos.

La selección de los modelos y la evaluación de la influencia de las variables en los análisis de ocupación y densidad de territorios de pico mediano se realizaron siguiendo los métodos indicados en los análisis de la sección 2.3.1. Adicionalmente, utilizamos el coeficiente de determinación (R^2) como un estimador de la bondad de ajuste de los

modelos de análisis de la densidad de territorios. En el caso de los análisis de la ocupación territorial del pico mediano, calculamos un pseudo R^2 que se define como la proporción de la varianza explicada por un modelo i y se calcula según la fórmula $\text{pseudo } R^2 = 1 - \text{deviance}_i^2 / \text{max.deviance}^2$; donde deviance_i es la *deviance* del modelo i y max.deviance se corresponde con el máximo valor de *deviance* en el conjunto de modelos estimados (Zingg *et al.* 2010).

2.4. Parámetros reproductivos

Realizamos un seguimiento de los 10 nidos localizados en 2012 para recabar información sobre la fenología de la reproducción, el éxito reproductor y el número de pollos producidos en cada nido. Visitamos diariamente los nidos localizados con el fin de determinar la fecha de puesta, la fecha de eclosión de los huevos y la fecha de vuelo de los pollos. Para ello revisamos el interior del nido con ayuda de una lámpara y un espejo de dentista (Robles *et al.* 2007a, 2008). Solo pudimos confirmar la fecha de puesta y de eclosión en 2 de los 10 nidos localizados, puesto que la mayoría de los nidos se encontraron una vez que los huevos habían eclosionado. Para los 10 nidos determinamos el éxito reproductor. Consideramos un nido exitoso si se produjeron volantones o pollos grandes a punto de volar (distinguibles por los cambios en sus vocalizaciones de petición de alimento; Pasinelli 2001, 2003, Robles *et al.* 2007a, 2008), y no exitoso si falló en la producción de pollos grandes. En 6 de los 7 nidos que fueron exitosos registramos la fecha de vuelo revisando directamente la cavidad de cría o mediante observaciones en las proximidades del nido para comprobar si se escuchaban vocalizaciones de los pollos y/o llegaban los padres con ceba (Pasinelli 2001, Robles *et al.* 2008). En 5 nidos exitosos accesibles estimamos el número de pollos que volaron, contando los pollos entre 3 y 7 días antes de la fecha de vuelo (Robles *et al.* 2007a, 2008).

Comparamos los datos de éxito reproductivo, fecha de vuelo y número de pollos por nido exitoso en Izki con los datos obtenidos en 2012 en una población de pico mediano de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica. Para la comparación del éxito

reproductivo utilizamos la prueba de χ^2 , mientras que para comparar la fecha de vuelo y el número de pollos entre ambas poblaciones empleamos el test de la t-Student en SPSS 15.0.

RESULTADOS

3.1. Ocupación, densidad y tamaño poblacional

De las 37 parcelas muestreadas, 30 (81 %) estuvieron ocupadas por territorios de pico mediano (véase Anexo 1: tabla A1 y figura A1). Todas las parcelas ocupadas por aves territoriales estuvieron situadas en bosques dominados por marojal. En ninguna de las 5 parcelas situadas en bosques dominados por quejigar localizamos territorios de pico mediano. En 2 parcelas dominadas por marojal y en otras 2 dominadas por quejigar detectamos presencia temporal de individuos transeúntes no territoriales.

En las 30 parcelas con presencia territorial de la especie localizamos un total de 86 territorios, de los cuales 80 estuvieron ocupados por parejas y los 6 restantes por individuos territoriales no emparejados. Cartografiamos 8 territorios más que no contabilizamos para calcular la abundancia de territorios de pico mediano, al estar la mayor parte de su superficie fuera de los límites de las parcelas. Además, en 6 parcelas ocupadas por aves territoriales encontramos individuos flotantes no territoriales que deambularon alrededor de los territorios.

Para toda la ZEPA de Izki el número medio de territorios y de parejas por parcela fue 2,32 y 2,16, respectivamente. Con estos valores calculamos una densidad media de 0,77 territorios/10 ha y de 0,72 parejas/10 ha (tabla 1). Puesto que las parcelas dominadas por quejigar no fueron ocupadas por aves territoriales, realizamos cálculos adicionales de las densidades de territorios y de parejas considerando únicamente las parcelas de bosque dominado por marojal. De acuerdo con estas segundas estimaciones, el número medio de territorios por parcela para la ZEPA de Izki fue 2,69 y el número medio de parejas 2,50. Estos valores se corresponden con una densidad media de 0,89 territorios/10 ha y de 0,83 parejas/10 ha (tabla 1).

Con los datos de densidades y de superficie de todo el hábitat potencial (4.805 ha), el tamaño poblacional del pico mediano en la ZEPA de Izki se ha estimado en 370 territorios y 344 parejas (tabla 1). Considerando únicamente las densidades calculadas en las parcelas dominadas por marojal y la superficie ocupada por este hábitat (3.797 ha), el tamaño poblacional estimado fue de 338 territorios y 315 parejas (tabla 1).

Tabla 1. Abundancia del pico mediano en la ZEPA de Izki. Número medio (territorios y parejas), densidad media (número de territorios o parejas territoriales por 10 ha) y estimación del tamaño poblacional en número de territorios y de parejas, considerando todo el hábitat potencial de la especie (total) o únicamente el área ocupada por bosques dominados por marojal (véase sección 2.2.1.).

		Territorios	Parejas
Media por parcela ± ES	Total	2,32 ± 0,25	2,16 ± 0,25
	Marojal	2,69 ± 0,25	2,50 ± 0,24
Media por 10 ha ± ES [densidad poblacional]	Total	0,77 ± 0,08	0,72 ± 0,08
	Marojal	0,89 ± 0,08	0,83 ± 0,08
Estimación tamaño poblacional (intervalo de confianza al 95%)	Total	370 (291-449)	344 (267-422)
	Marojal	338 (280-396)	315 (256-373)

El tamaño medio de los territorios estimado mediante el cartografiado fue 4,2 ha (ES = 0,14; rango = 2,2-9,8; n = 86).

3.2. Uso y selección de hábitat

3.2.1. Comportamiento de búsqueda de alimento y selección de los árboles de alimentación

Los picos medianos buscaron alimento mayoritariamente sobre substrato vivo (85 % de las 40 observaciones). El grosor medio del substrato de búsqueda de alimento fue 11 cm (ES = 1; rango = 3-30). Los picos buscaron alimento mayoritariamente en las ramas de la mitad superior de la copa de los árboles y, en menor medida, en el tronco de la mitad superior de la copa, en las ramas de la mitad inferior de la copa, en el tronco por debajo de la copa y en el tronco en la mitad inferior de la copa (figura 6). Las técnicas más empleadas en la búsqueda de alimento fueron “escalada” (70 % de

las observaciones) y “fisuras” (25 %) (figura 7). Las técnicas clasificadas como “superficie” y “picoteo” fueron usadas en muy baja proporción (figura 7), mientras que no se registró la utilización de las técnicas “savia”, “suelo” y “vuelo”.

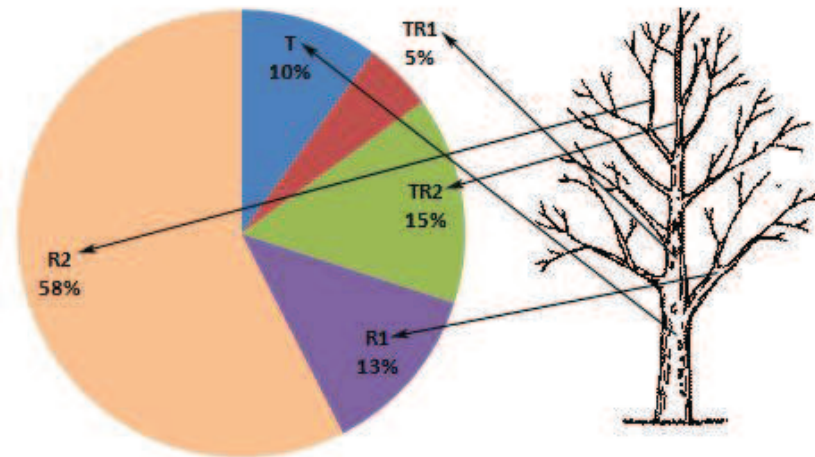


Figura 6. Porcentaje de las observaciones de búsqueda de alimento de los picos medianos (n = 40) en relación a su posición en el árbol. T: en el tronco por debajo de las ramas; TR1: en el tronco en la mitad inferior de la copa; TR2: en el tronco en la mitad superior de la copa; R1: en una rama de la mitad inferior de la copa; R2: en una rama de la mitad superior de la copa.

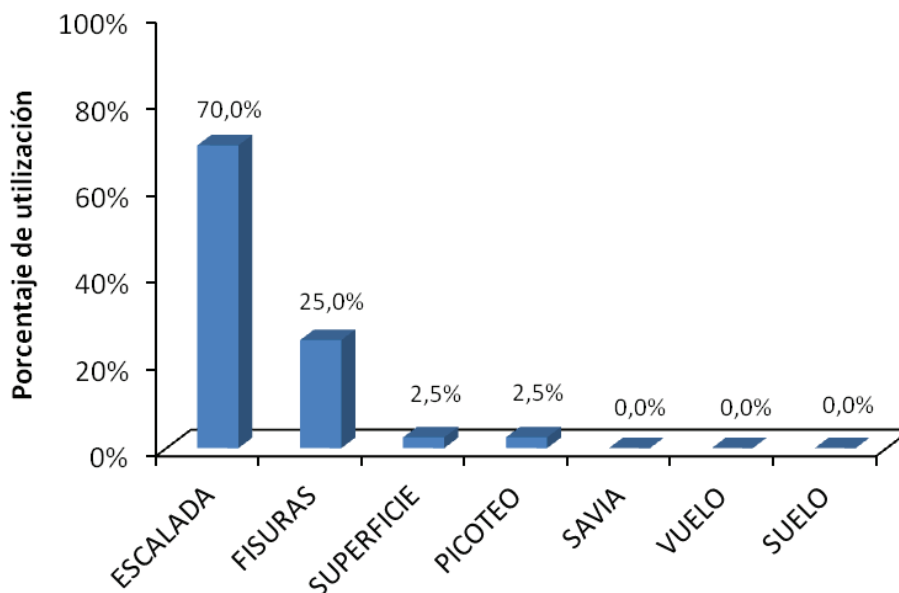


Figura 7. Porcentaje de utilización de las distintas técnicas de búsqueda de alimento. N = 40 observaciones de búsqueda de alimento. “ESCALADA”: escala por el árbol antes de utilizar otra técnica; “FISURAS”: extrae alimento del interior del substrato; “SUPERFICIE”: recoge alimento de la superficie; “PICOTEO”: excava en el substrato buscando insectos subcorticales; “SAVIA”: chupa savia del árbol; “VUELO”: captura presas al vuelo; “SUELO”: se alimenta en el suelo.

Los árboles usados por los picos medianos para alimentarse en Izki fueron mayoritariamente *Q. pyrenaica* (n = 37), pero también usaron *F. sylvatica* (n = 2) y *Populus tremula* (n = 1). Todos los árboles usados estuvieron vivos, su diámetro medio fue 36 cm (ES = 2; rango = 14-89) y su altura media 12,3 m (ES = 0,4; rango = 8-20).

La selección de los modelos de los análisis que examinaron la selección de los árboles usados en la búsqueda de alimento por el pico mediano produjo 3 modelos altamente soportados por los datos con un peso acumulado de 0,84 (tabla 2). Los 3 modelos incluyeron el diámetro (DBH) de los árboles. Los picos prefirieron alimentarse sobre árboles de mayor diámetro (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = 0,096 \pm 0,031; z = 3,078; p = 0,002; figura 8). La condición de los árboles también estuvo incluida en el mejor modelo. Sin embargo, la adición de la condición en el mejor modelo tan solo ocasionó un ligero cambio en el valor de máxima verosimilitud, sugiriendo que la inclusión de esta variable no mejoró substancialmente el modelo. De hecho, el estimador del parámetro asociado con la condición del árbol no fue significativo (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = -16,1 \pm 3108,3; z = 0,005; p = 0,996). Por último, la especie de árbol estuvo incluida en el tercer modelo y no tuvo una influencia significativa en la selección de los árboles de alimentación (*model-averaged parameter estimates*, valores de p > 0,1). El resto de modelos estuvieron considerablemente peor soportados por los datos que el mejor modelo (Δ AICc > 2, Peso \leq 0,10; tabla 2).

Tabla 2. Selección de los modelos de los análisis que evalúan la selección de los árboles de alimentación del pico mediano. Los modelos incluyeron diferentes combinaciones de las siguientes variables: la especie (ESPECIE), el diámetro (DBH) y la condición (CONDICIÓN) de los árboles. También incluimos la interacción DBH x CONDICIÓN en uno de los modelos. Para cada modelo se muestran los grados de libertad (df), el valor de máxima verosimilitud (LogLik), el valor del criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), la diferencia de AICc entre cada modelo y el modelo más plausible ($\Delta AICc$), y el peso de Akaike (Peso).

Modelo	df	LogLik	AICc	$\Delta AICc$	Peso
DBH + CONDICIÓN	5	-45,16	101,16	0,00	0,41
DBH	4	-46,85	102,25	1,10	0,24
DBH + CONDICIÓN + ESPECIE	7	-43,54	102,68	1,52	0,19
DBH + ESPECIE	6	-45,41	104,00	2,85	0,10
DBH x CONDICIÓN + ESPECIE	8	-43,54	105,17	4,01	0,06
MODELO NULO	3	-54,07	114,46	13,30	0,00

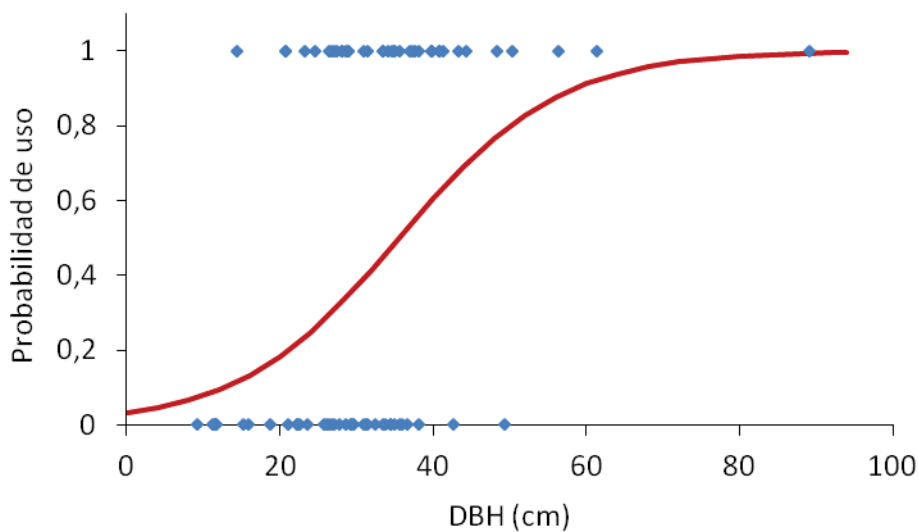


Figura 8. Probabilidad de uso de los árboles para la búsqueda de alimento del pico mediano en relación con su diámetro (DBH). Los puntos indican valores de DBH observados para 40 árboles usados (1) y 40 árboles no usados (0). La línea roja muestra las probabilidades de uso predichas a partir del estimador del parámetro DBH promediado (*'model-averaged parameter estimate'*) para el conjunto de modelos en la tabla 2.

3.2.2. Uso y selección de los árboles de nidificación

La altura media de los nidos fue 4,5 m (ES = 0,5; rango = 1,5-10,5; n = 29). La gran mayoría estuvieron situados en el tronco (97 %), fundamentalmente en las partes bajas del árbol (T y TR1) (figura 9). Cerca del 80 % de las cavidades se excavaron sobre sustrato vivo. El diámetro medio del tronco o rama a la altura del nido fue 30 cm (ES = 2; rango = 14-50). En cuanto a la orientación de la entrada de los nidos, la distribución de las frecuencias de orientaciones no fue uniforme (test de uniformidad de Rayleigh: $z = 3,80$; $p = 0,02$; $n = 28$). La orientación de la entrada de los nidos estuvo sesgada en dirección S-SE (ángulo medio = 165° ; intervalo de confianza al 95 %: 126-204) (figura 10).

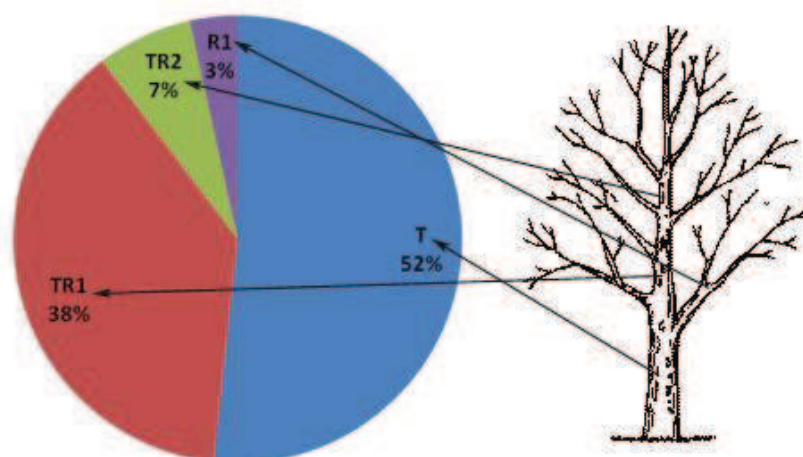


Figura 9. Porcentaje de nidos de pico mediano (n = 29) en relación a su posición en el árbol. T: en el tronco por debajo de las ramas; TR1: en el tronco en la mitad inferior de la copa; TR2: en el tronco en la mitad superior de la copa; R1: en una rama de la mitad inferior de la copa; R2: en una rama de la mitad superior de la copa.

De acuerdo con las mediciones realizadas en los 7 nidos accesibles del año 2012, el tamaño medio de la entrada de la cavidad de cría fue 4,6 cm (ES = 0,1; rango: 4,2-4,7) de anchura y 4,6 cm (ES = 0,1; rango: 4,2-4,9) de altura. La profundidad horizontal media fue 8,9 cm (ES = 0,9; rango: 5,2-12,9), la profundidad vertical 25,3 cm (ES = 1,5; rango: 18,6-31,0) y el grosor de la pared frontal 6,3 cm (ES = 0,3; rango: 5,0-7,8) (véase Anexo 1: Tabla A2).

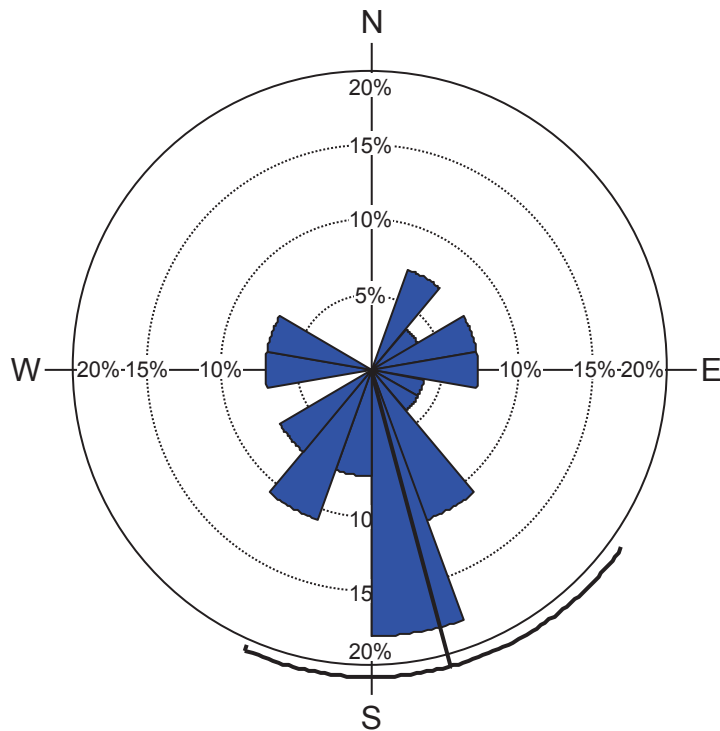


Figura 10. Histograma circular que muestra la orientación de la entrada de los nidos de pico mediano ($n = 28$). Las barras corresponden con secciones de 20° desde el N y su longitud con el porcentaje de nidos situados dentro de esa sección. La línea negra que parte desde el centro indica el ángulo medio de las orientaciones de los nidos y el arco indica el intervalo de confianza al 95 % (Kovach 2011).

Todos los árboles usados por los picos medianos para construir el nido en Izki fueron *Q. pyrenaica* ($n = 28$) y su diámetro (DBH) fue de al menos 18 cm (media = 33,8; ES = 1,7; rango = 18,5-53,2).

La selección de los modelos de los análisis que examinaron la selección de los árboles-nido produjo un único modelo altamente apoyado por los datos con un peso de 0,71 (tabla 3). Este mejor modelo estuvo compuesto por la condición del árbol y por la presencia previa de huecos en el árbol. Los árboles-nido tuvieron una mayor probabilidad de presentar un estado decadente (test post-hoc de Tukey para la condición 'decadente vs. vivo' en el mejor modelo: $parameter\ estimate \pm ES = 3,180 \pm 0,737$; $z = 4,318$; $p < 0,001$) o de estar muertos (test post-hoc de Tukey para la condición 'muerto vs. vivo' en el mejor modelo: $parameter\ estimate \pm ES = 4,067 \pm 0,988$; $z = 4,119$; $p < 0,001$) que de estar vivos (figura 11A). Sin embargo, los árboles decadentes y los árboles muertos tuvieron una probabilidad similar de ser usados para

anidar (test post-hoc de Tukey para la condición ‘muerto vs. decadente’ en el mejor modelo: *parameter estimate* \pm ES = 0,888 \pm 0,980; $z = 0,906$; $p = 0,634$). Además, los árboles-nido tuvieron una mayor probabilidad de presentar huecos de años anteriores que los árboles no usados (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = 1,980 \pm 0,688; $z = 2,878$; $p = 0,004$) (figura 11B). Otros modelos estuvieron considerablemente peor soportados por los datos en comparación con el mejor modelo (Δ AICc > 2; Peso \leq 0,25; tabla 3), lo que sugiere una baja influencia de las variables adicionales incluidas en los modelos peor clasificados. De hecho, por encima de un diámetro de 18 cm (el DBH mínimo usado para anidar), el DBH no tuvo una influencia significativa en la selección de los árboles-nido por el pico mediano (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = -0,011 \pm 0,030; $z = 0,368$; $p = 0,713$).

Tabla 3. Selección de los modelos de los análisis que evalúan la selección de los árboles para anidar por el pico mediano. Comparamos la condición (CONDICIÓN), el diámetro (DBH) y la presencia previa de huecos (HUECOS) de árboles usados y no usados para nidificar. El resto como en la tabla 2.

Modelo	df	LogLik	AICc	Δ AICc	Peso
CONDICIÓN + HUECOS	5	-30,30	71,17	0,00	0,71
CONDICIÓN + HUECOS+ DBH	6	-30,22	73,24	2,07	0,25
CONDICIÓN	4	-34,65	77,68	6,51	0,03
CONDICIÓN + DBH	5	-34,60	79,76	8,59	0,01
HUECOS+ DBH	4	-46,34	101,05	29,89	0,00
HUECOS	3	-47,54	101,29	30,12	0,00
MODELO NULO	2	- 63,27	130,64	59,58	0,00
DBH	3	- 63,25	132,73	61,56	0,00

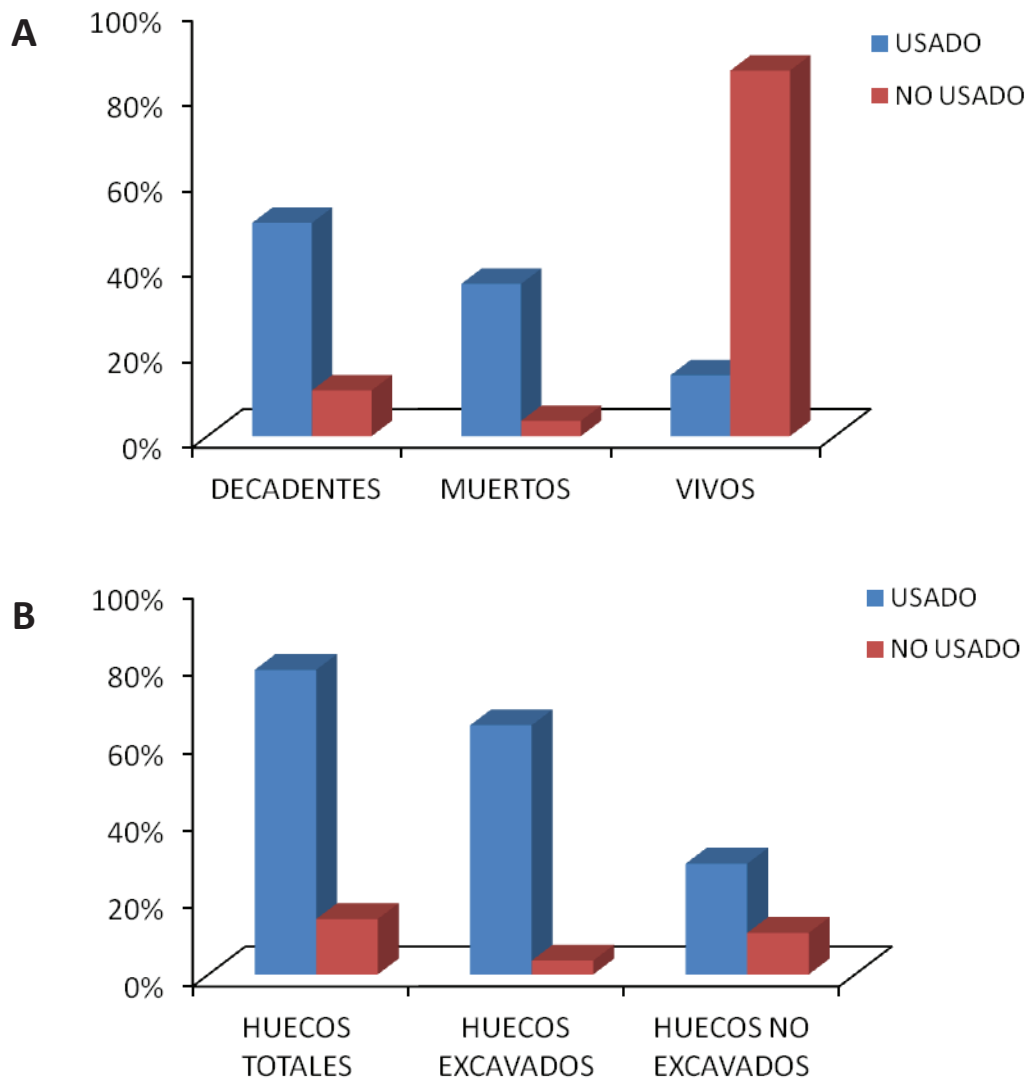


Figura 11. Características de los 28 árboles usados por picos medianos para anidar y de los 84 árboles no usados (árboles control). Porcentaje de árboles usados y no usados en función de su condición (A) y de la presencia previa de huecos (B).

3.2.3. Selección de hábitat a escala de parcela

Estructura del hábitat

Dentro de los 330 *plots* incluidos en las 37 parcelas de muestreo tomamos medidas de un total de 10.204 árboles de al menos 9,5 cm de DBH. La mayor parte de los árboles fueron robles marojos, seguidos de quejigos y hayas (figura 12). El resto de especies tuvo una representación conjunta inferior al 15 %. El 87 % de los árboles estuvieron

vivos, el 8 % presentaron un estado decadente y el 5 % restante estuvieron completamente muertos. El 5 % de los árboles presentaron algún hueco no excavado de al menos 4 cm de ancho, pero únicamente observamos huecos excavados por pájaros carpinteros en el 0,25 % del total de árboles. Además, tan solo en el 0,8 % de los árboles analizados encontramos cuerpos fructíferos de hongos afiloforales.

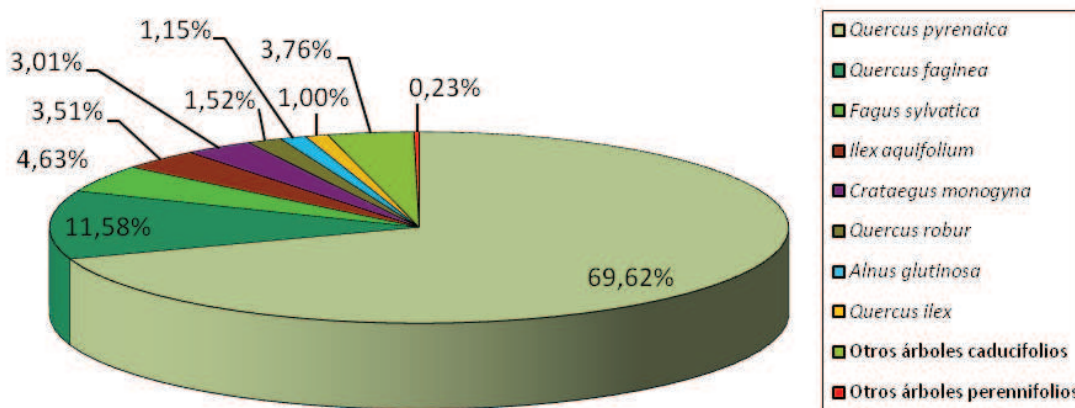


Figura 12. Porcentaje por especie o grupo de especies de los 10.204 árboles medidos en los 330 *plots* repartidos por las 37 parcelas de muestreo para evaluar la estructura de la vegetación en la ZEPA de Izki.

Tabla 4. Mediana (M_d) o media (\bar{x}) \pm ES de la densidad de árboles importantes para la alimentación (ALIMENTACIÓN-TOTAL y ALIMENTACIÓN-QUERCUS) y la nidificación (NIDIFICACIÓN-TOTAL y NIDIFICACIÓN-SINHUECOS) del pico mediano en las parcelas de muestreo en función del tipo de hábitat. Las diferencias en la estructura de la vegetación entre las parcelas dominadas por marojal ($n = 32$) y las parcelas dominadas por quejigar ($n = 5$) fueron contrastadas mediante test de la U de Mann-Whitney o test de la t-Student. En negrita valores de $p < 0,05$.

	Marojal	Quejigar	Estadístico	p
ALIMENTACIÓN-TOTAL	$M_d = 66,3$ árboles/ha (rango = 0,0-146,6)	$M_d = 25,4$ árboles/ha (rango = 5,6-31,0)	U = 14,5	0,004
ALIMENTACIÓN-QUERCUS	$\bar{x} = 61,4 \pm 5,9$ árboles/ha (rango = 0,0-146,6)	$\bar{x} = 17,5 \pm 5,1$ árboles/ha (rango = 5,6-31,0)	t = 2,86	0,006
NIDIFICACIÓN-TOTAL	$M_d = 26,8$ árboles/ha (rango = 11,3-111,0)	$M_d = 11,3$ árboles/ha (rango = 14,1-90,2)	U = 70,0	0,656
NIDIFICACIÓN-SINHUECOS	$\bar{x} = 55,5 \pm 4,8$ árboles/ha (rango = 0,0-60,3)	$\bar{x} = 39,5 \pm 14,8$ árboles/ha (rango = 8,5-64,9)	t = 1,19	0,241

Las parcelas dominadas por marojal tuvieron mayor densidad media de *Quercus* caducifolios, hayas y chopos de al menos 36 cm de DBH (ALIMENTACIÓN-TOTAL) y de *Quercus* caducifolios de al menos 36 cm de DBH (ALIMENTACIÓN-QUERCUS) que las parcelas dominadas por quejigar (tabla 4). No encontramos diferencias significativas entre ambos tipos de hábitat en la densidad de *Quercus* caducifolios de al menos 18 cm de DBH, decadentes o muertos, y/o con huecos (NIDIFICACIÓN-TOTAL) ni en la densidad de estos árboles de nidificación sin considerar la presencia de huecos (NIDIFICACIÓN-SINHUECOS) (tabla 4).

Estructura del hábitat y ocupación territorial del pico mediano

La selección de los modelos de los análisis que examinaron la ocupación territorial de las parcelas por el pico mediano produjo 3 modelos altamente soportados por los datos con un peso acumulado de 0,81 (tabla 5). El resto de modelos estuvieron considerablemente peor soportados por los datos en comparación con el mejor modelo ($\Delta AICc > 3$, $\text{Peso} \leq 0,08$; tabla 5). El mejor modelo incluyó la densidad de *Quercus* de gran diámetro (DBH) importantes para la búsqueda de alimento. Los picos medianos prefirieron asentarse territorialmente en parcelas de bosque con altas densidades de *Quercus* caducifolios de gran porte (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = $0,122 \pm 0,064$; $z = 1,885$; $p = 0,060$; figura 13). Este mejor modelo explicó un 74,9 de la variación en el asentamiento territorial de las aves (tabla 5). La adición de la densidad de árboles importantes para la nidificación en el segundo modelo no mejoró substancialmente el mejor modelo (tabla 5), sugiriendo baja importancia de esta variable (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = $-0,045 \pm 0,064$; $z = 0,714$; $p = 0,475$). Por último, la densidad de *Quercus* caducifolios, hayas y chopos de gran diámetro (DBH) importantes para la alimentación estuvo incluida en el tercer modelo y tuvo una baja influencia en el asentamiento territorial de los picos medianos (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = $0,089 \pm 0,059$; $z = 1,502$; $p = 0,133$).

Tabla 5. Selección de los modelos de los análisis que evalúan la ocupación territorial del pico mediano en las 37 parcelas de muestreo. Analizamos las relaciones entre la densidad de árboles de alimentación (ALIMENTACIÓN-TOTAL), la densidad de *Quercus* de gran diámetro (ALIMENTACIÓN-QUERCUS), la densidad de árboles de nidificación (NIDIFICACIÓN-TOTAL), la densidad de árboles de nidificación sin considerar la presencia de huecos (NIDIFICACIÓN-SINHUECOS) y las posibles interacciones entre variables ('x') con la ocupación territorial de las parcelas. Para cada modelo se muestra el coeficiente de determinación (Pseudo R²). El resto como en la tabla 2.

Modelo	df	LogLik	AICc	Δ AICc	Peso	Pseudo R ²
ALIMENTACIÓN-QUERCUS	2	-8.36	21.08	0.00	0.38	0.749
ALIMENTACIÓN-QUERCUS + NIDIFICACIÓN-TOTAL	3	-7.68	22.08	1.00	0.23	0.783
ALIMENTACIÓN-TOTAL	2	-9.00	22.35	1.27	0.20	0.146
ALIMENTACIÓN-QUERCUS x NIDIFICACIÓN-TOTAL	4	-7.48	24.22	3.14	0.08	0.817
ALIMENTACIÓN-TOTAL + NIDIFICACIÓN-TOTAL	3	-8.94	24.60	3.52	0.07	0.752
ALIMENTACIÓN-TOTAL x NIDIFICACIÓN-TOTAL	4	-8.26	25.77	4.68	0.04	0.826
NIDIFICACIÓN-TOTAL	2	-16.58	37.52	16.43	0.00	0.788
MODELO NULO	1	-17.95	38.01	16.93	0.00	0.000

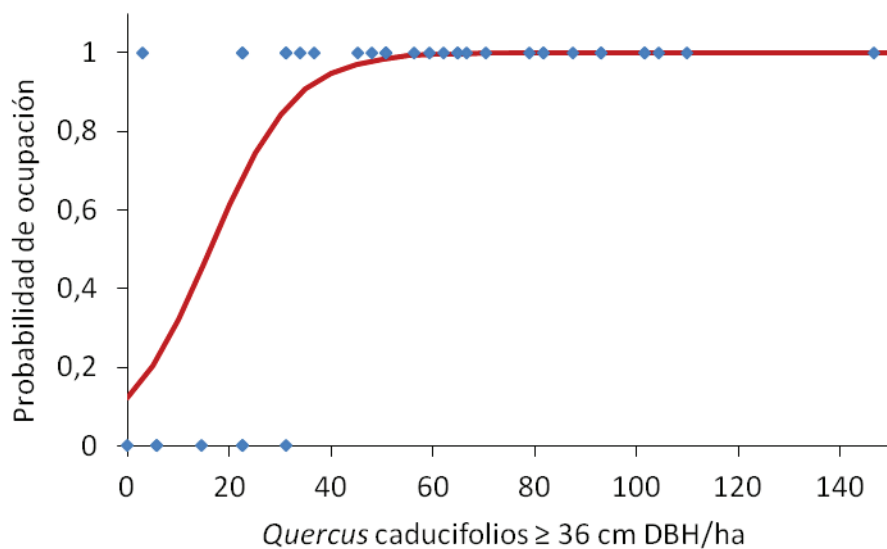


Figura 13. Probabilidad de ocupación de las parcelas de muestreo por picos medianos territoriales en relación con la densidad de *Quercus* caducifolios \geq 36 cm de DBH (ALIMENTACIÓN-QUERCUS). Los puntos indican valores observados en 30 parcelas con algún territorio de pico mediano (1) y en 7 parcelas sin territorios (0). La línea roja muestra las probabilidades de ocupación predichas a partir del estimador del parámetro ALIMENTACIÓN-QUERCUS promediado ('*model-averaged parameter estimate*') para el conjunto de modelos en la tabla 5.

Estructura del hábitat y densidad de territorios de pico mediano

La selección de los modelos de los análisis que examinaron la densidad de territorios de pico mediano en las parcelas ocupadas produjo un único modelo altamente apoyado por los datos con un peso de 0,58 (tabla 6). Este mejor modelo estuvo compuesto por la densidad de *Quercus caducifolios*, hayas y chopos de gran diámetro (DBH) importantes para la búsqueda de alimento por el pico mediano, y explicó el 47,8% de la variación de la densidad territorial (tabla 6). Los picos medianos alcanzaron mayores densidades territoriales en las parcelas con mayores densidades de estos árboles (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = 0,008 \pm 0,003; $z = 2,331$; $p = 0,020$; figura 14). Otros modelos estuvieron considerablemente peor soportados por los datos en comparación con el mejor modelo (Δ AICc > 2; Peso \leq 0,19; tabla 6), lo que sugiere una baja influencia de las variables adicionales incluidas en los modelos peor clasificados. De hecho, por ejemplo, la densidad territorial de pico mediano no estuvo significativamente asociada con la densidad de *Quercus caducifolios* de gran diámetro (*model-averaged parameter estimate* \pm ES = 0,003 \pm 0,006; $z = 0,436$; $p = 0,663$).

Tabla 6. Selección de los modelos de los análisis que evalúan la densidad de territorios de pico mediano (territorios/10 ha) en las 30 parcelas de muestreo ocupadas por al menos un territorio de la especie. Para cada modelo se muestra el coeficiente de determinación (R^2). El resto como en las tablas 2 y 5.

Modelo	df	LogLik	AICc	Δ AICc	Peso	R^2
ALIMENTACIÓN-TOTAL	3	-3.53	13.97	0.00	0.58	0.478
ALIMENTACIÓN-TOTAL + NIDIFICACIÓN-TOTAL	4	-3.31	16.23	2.25	0.19	0.486
ALIMENTACIÓN-TOTAL x NIDIFICACIÓN-TOTAL	5	-2.23	16.96	2.99	0.13	0.522
ALIMENTACIÓN-QUERCUS x NIDIFICACIÓN-TOTAL	5	-3.31	19.12	5.15	0.04	0.486
ALIMENTACIÓN-QUERCUS	3	-6.18	19.28	5.30	0.04	0.378
ALIMENTACIÓN-QUERCUS + NIDIFICACIÓN-TOTAL	4	-5.99	21.58	7.61	0.01	0.385
NIDIFICACIÓN-TOTAL	3	-10.29	27.49	13.52	0.00	0.182
MODELO NULO	2	-13.29	31.03	17.05	0.00	0.000

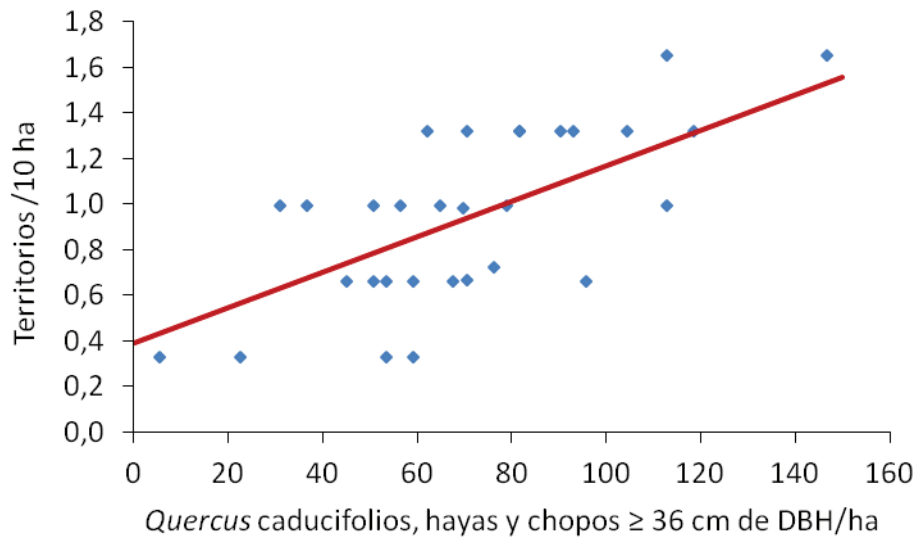


Figura 14. Relación entre la densidad de territorios de pico mediano (territorios/10 ha) y la densidad de *Quercus caducifolios*, hayas y chopos ≥ 36 cm de DBH (ALIMENTACIÓN-TOTAL) en 30 parcelas de muestreo con al menos un territorio de la especie. Los puntos indican valores observados para cada una de las parcelas. La línea roja muestra las densidades de territorios predichas a partir del estimador del parámetro ALIMENTACION-TOTAL promediado (*'model-averaged parameter estimate'*) para el conjunto de modelos en la tabla 6.

3.3. Parámetros reproductivos

En la ZEPA de Izki localizamos dos nidos al comienzo del periodo reproductor del año 2012. La fecha de inicio de la puesta en el primer nido fue el 9 de mayo. En este nido el tamaño de puesta fue de 4 huevos y todos ellos llegaron a eclosionar. En el segundo nido la fecha de inicio de la puesta fue el 12 de mayo, el tamaño de puesta fue también de 4 huevos y 2 de esos huevos eclosionaron. En la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica la fecha media de inicio de la puesta en 2012 fue el 15 de mayo $\pm 0,9$ días ES y el tamaño medio de la puesta de $5,7 \pm 0,2$ huevos ES ($n = 16$ nidos localizados al comienzo del periodo reproductor). El número medio de pollos que eclosionaron en la Cordillera Cantábrica fue de $4,4 \pm 0,4$ pollos ES y el éxito de eclosión fue del 77 %.

Los picos medianos fueron exitosos (i.e. criaron con éxito al menos un volantón) en 7 de los 10 nidos encontrados en 2012 en la ZEPA de Izki. Los 3 nidos restantes fueron

depredados por mamíferos carnívoros (2 nidos) o por picos picapinos (*Dendrocopos major*). En la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, 18 de los 22 nidos analizados (82 %) fueron exitosos. De los 4 nidos restantes, 3 fueron depredados y 1 abandonado durante la última fase de desarrollo de los pollos en el nido. No encontramos diferencias significativas en el éxito reproductivo entre la población de Izki y la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica ($\chi^2 = 0,56$; g.l. = 1; $p = 0,454$).

El número medio de pollos que volaron del nido por cada nido exitoso de Izki fue 2,2 pollos (ES = 0,4; rango = 1-3; n = 5), mientras que en la Cordillera Cantábrica fue de 2,6 pollos (ES = 0,2; rango = 1-4; n = 16). No encontramos diferencias significativas en el número de volantones entre ambas poblaciones ($t = -1,28$; $p = 0,212$).

La fecha media de vuelo en los 6 nidos exitosos controlados de Izki fue el 9 de junio (ES= 2,9 días; rango: 31 de mayo-22 de junio), mientras que en los 18 nidos exitosos de la Cordillera Cantábrica fue el 27 de junio (ES = 1,1 días; rango: 20 de junio-5 de julio). Los pollos de la población de Izki abandonaron el nido significativamente más pronto que los pollos de la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica ($t = -6,92$; $p < 0,001$).

DISCUSIÓN

4.1. Contribución al conocimiento del pico mediano en Izki

Situación actual de la población de pico mediano en Izki

Los resultados obtenidos en este estudio indican que el pico mediano se distribuye fundamentalmente por los bosques dominados por marojal con mayor grado de desarrollo de la ZEPA de Izki. Esto coincide con estudios previos realizados en diferentes áreas del rango de distribución de la especie, donde se ha observado que el pico mediano ocupa preferentemente bosques caducifolios maduros ricos en robles (Winkler *et al.* 1995, Pasinelli 2000, 2003). Especialmente concuerda con trabajos desarrollados en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica donde los territorios de cría del pico mediano se localizan en bosques caducifolios dominados por robles marojos de gran diámetro (Robles *et al.* 2007a, Ciudad *et al.* 2009, Robles & Ciudad 2012).

El porcentaje de ocupación por territorios de pico mediano en las 37 parcelas de muestreo de Izki fue del 81 %. Considerando únicamente las 32 parcelas ubicadas en la zona dominada por marojal, el porcentaje de ocupación aumenta hasta el 94 %, lo cual pone de manifiesto la alta capacidad de esta zona para albergar territorios de cría de pico mediano. Ninguna de las 5 parcelas muestreadas en la zona dominada por quejigar estuvo ocupada por territorios estables, debido probablemente a la baja densidad de árboles de gran diámetro importantes para la alimentación del pico mediano. No obstante, la presencia temporal de individuos no territoriales en dos de las parcelas de quejigar sugiere que es posible que en áreas localizadas de la superficie de quejigar puedan llegar a establecerse territorios de cría de pico mediano, aunque seguramente en muy bajo número.

La población para toda la superficie de hábitat potencial se ha estimado en 370 ± 79 territorios y 344 ± 78 parejas. Como hemos visto anteriormente, el área dominada por quejigar parece bastante menos adecuada para albergar territorios de pico mediano, por lo que consideramos más preciso estimar el tamaño poblacional únicamente para el área dominada por marojal. De esta manera, el tamaño de la población de Izki sería

de 338 ± 58 territorios y 315 ± 59 parejas para una superficie de 3.797 ha. En cualquiera de los casos, estos datos confirman la relevancia de la ZEPA de Izki como uno de los principales núcleos poblacionales de pico mediano en la Península Ibérica, más aún teniendo en cuenta que la población continúa por algunas áreas aledañas fuera de los límites de la ZEPA (por los alrededores de las localidades de Quintana, Urturi, Obécuri, Bajauri, Bernedo y Sabando; Arambarri & Rodríguez 1994b, Román *et al.* 1996, C. Ciudad, *obs. pers.*, J. M. Fernández-García, *obs. pers.*).

La anterior estimación del tamaño poblacional del pico mediano en Izki realizada en 1996 indicó la presencia de un total de 451 ± 42 parejas para una superficie de 3.500 ha (Arambarri & Rodríguez 1996). Esta estimación está basada en una densidad poblacional de 1,29 parejas/10 ha calculada a partir de itinerarios con puntos de escucha y uso prolongado de reproducciones de las llamadas del pico mediano. Sin embargo el uso prolongado de estas llamadas lleva a una sobreestimación de la densidad y, consecuentemente, de la estima del tamaño poblacional, debido a la atracción de individuos desde áreas alejadas del área supuestamente muestreada (véase Robles & Olea 2003 y Robles 2004). Usando métodos estandarizados más adecuados, calculamos una densidad media en las 37 parcelas muestreadas de 0,77 territorios/10 ha y 0,72 parejas/10 ha. En las parcelas dominadas por marojal (i.e. el único tipo de vegetación ocupado por picos territoriales), estimamos una densidad media de 0,89 territorios/10 ha y 0,83 parejas/10 ha. Incluso cuando consideramos únicamente las parcelas de marojal ocupadas, la densidad media fue de 0,95 territorios/10 ha y 0,91 parejas/10 ha, considerablemente inferior a las 1,29 parejas/10 ha estimadas previamente. Por ello creemos necesario el desarrollo de estudios basados en una metodología estandarizada más adecuada (p. ej. método de cartografiado de territorios) para poder determinar mejor la situación real y la tendencia poblacional del pico mediano tanto en Izki como en el resto de la Península Ibérica.

Los valores de densidad poblacional estimados en este estudio son similares a los observados en bosques del centro y este de Europa, con densidades poblacionales de alrededor de 1 territorio/10 ha (Pasinelli 2003, Kosiński & Winiecki 2005). Sin embargo,

son bastante mayores que los valores estimados en otras áreas de la Península Ibérica, como en los robledales maduros fragmentados de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (densidad media 0,28 territorios/10 ha, Robles & Olea 2003; aunque puntualmente se alcanzan densidades cercanas a 1 territorio/10 ha en los bosques de mayor calidad, H. Robles y C. Ciudad, *datos propios*), en el bosque de Hormas de León, (0,2 parejas/10 ha, Purroy *et al.* 1984), en los Montes de Vitoria (densidad media 0,24 territorios/10 ha, Unanue *et al.* 2010), en la población del Valle de Arán (densidades entre 0,36 y 0,63 territorios/10 ha; Camprodon *et al.* 2008, Domínguez 2010) y en los robledales maduros de Cantabria (densidades entre 0,33 y 0,64 territorios/10 ha, Fombellida *et al.* 2009). No obstante, las diferencias metodológicas entre estudios en las estimas de densidad de pico mediano hacen que las comparaciones entre áreas deban tomarse con precaución (Robles & Olea 2003, Onrubia *et al.* 2004, Robles 2004).

Uso y selección de hábitat del pico mediano en Izki

A pesar de que el pico mediano se considera un especialista de hábitat que muestra características comunes en la búsqueda de alimento y en la nidificación en diferentes áreas de su rango de distribución, en los últimos años se ha observado una cierta plasticidad para ocupar hábitats diferentes y con cierto grado de alteración humana (Pasinelli 2003, Robles *et al.* 2007a). De ahí se deriva la necesidad de examinar los requerimientos ecológicos del pico mediano en la ZEPA de Izki, ya que podrían diferir de los requerimientos de otras áreas de distribución de la especie.

En Izki, los picos medianos buscaron alimento durante el periodo pre-reproductor principalmente en la copa de los árboles (90 % de las observaciones), sobre substrato vivo (85 %) con un grosor medio de 11 ± 1 cm y empleando las técnicas de escalada y fisuras (95 %). Estos resultados concuerdan con lo observado por otros autores en el centro y norte de Europa (Pettersson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997), así como en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (Robles 2004).

Los árboles usados por los picos medianos en Izki para buscar alimento fueron *Quercus* caducifolios, hayas y chopos de gran porte (media de DBH = 36 cm). La mayor parte de los árboles usados fueron robles. Este resultado se ajusta a los estudios previos que indican una selección de los robles de gran diámetro como substrato para la búsqueda de alimento (Pasinelli & Hegelbach 1997, Robles *et al.* 2007a). En otros estudios se ha observado que otras especies caducifolias presentes en las parcelas muestreadas (como hayas, chopos, alisos, abedules, arces y sauces) también son utilizadas con cierta frecuencia por el pico mediano para buscar alimento (Pettersson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997, Pasinelli 2003, Ciudad *et al.* 2009), lo que sugiere que el pico mediano está especializado en bosques maduros caducifolios.

Todos los árboles de alimentación utilizados en Izki para forrajear durante el periodo pre-reproductor estuvieron vivos, lo que concuerda con las observaciones en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (Robles *et al.* 2007a). En general se considera que la madera muerta no es tan relevante en la alimentación del pico mediano como para otros pájaros carpinteros, debido a su estrategia de forrajeo basada en la búsqueda de artrópodos entre los intersticios y en la superficie de la corteza (Pettersson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997, Pasinelli 2003). Los datos recogidos en Izki apoyan esta hipótesis, puesto que además de que todos los árboles usados estuvieron vivos, los picos medianos buscaron alimento fundamentalmente sobre partes vivas de esos árboles. Sin embargo, durante el periodo invernal el uso de madera muerta podría verse incrementado al reducirse la disponibilidad de fuentes de alimento más accesibles (Pettersson 1983). Además, en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica se ha observado que el 25 % de los árboles usados por los juveniles de pico mediano después de abandonar el nido fueron árboles muertos (Ciudad *et al.* 2009). Por tanto, la disponibilidad de madera muerta podría tener relevancia para la conservación del pico mediano en Izki fuera del periodo pre-reproductor y este aspecto debería ser investigado con mayor profundidad (véase Domínguez & Onrubia 2004). En cualquier caso, el 13 % de todos los árboles medidos en las parcelas de muestreo (árboles $\geq 9,5$ cm de DBH) presentaron un estado decadente o estuvieron completamente muertos, con una densidad media de 100 árboles decadentes-

muertos/ha y 89 *Quercus* caducifolios decadentes-muertos/ha. Estos valores parecen indicar una disponibilidad relativamente elevada de madera muerta en pie.

Los árboles seleccionados por los picos medianos para construir el nido fueron *Quercus* caducifolios de al menos 18 cm de DBH, decadentes (con el tronco parcialmente descortezado y/o con hongos afiloforales) o muertos y/o con presencia previa de huecos. Todos los árboles usados fueron *Q. pyrenaica*, debido a que son los árboles con una mayor disponibilidad. No obstante, se considera que para la excavación del nido la condición del árbol es más importante que la especie en sí (Pasinelli 2003, Robles *et al.* 2007a), puesto que en diversos estudios se ha observado la utilización de una amplia variedad de especies (ej. otros *Quercus* caducifolios, abedules, chopos, alisos, hayas y fresnos; véase Pasinelli 2003). Los picos medianos seleccionarían árboles en estado decadente o completamente muertos, con huecos (tanto excavados por pájaros carpinteros como no excavados) y con hongos afiloforales (en el 71 % de los árboles-nido se observaron cuerpos fructíferos) que les proporcionarían un substrato más blando donde excavar el nido (Pasinelli 2003, 2007, Kosiński & Winiecki 2004). Sin embargo, el diámetro no influyó en la selección de los árboles-nido por el pico mediano, lo que sugiere que por encima de un umbral mínimo de 18 cm de diámetro todos los árboles pueden albergar potencialmente cavidades de cría para la especie. Estos resultados concuerdan con lo observado en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (Robles *et al.* 2007a), pero difieren de lo observado en otros estudios europeos donde estas aves prefieren árboles de gran diámetro para criar (Kosiński & Winiecki 2004, Pasinelli 2007).

Casi todos los nidos estuvieron localizados en el tronco y la gran mayoría en la mitad inferior del árbol. La altura media del nido al suelo (4,5 m) fue muy parecida a la registrada en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (5 m; Robles 2004), pero aparentemente más baja que las registradas en Polonia (11,3 m; Kosiński *et al.* 2006) y otras poblaciones del este y centro de Europa (véase Pasinelli 2003). No obstante, la altura del nido suele estar correlacionada con la altura del árbol (Pasinelli 2003, 2007, Robles 2004, Kosiński *et al.* 2006), por lo que las condiciones climáticas, edáficas y de aprovechamiento silvícola que condicionan el crecimiento en altura del arbolado, así

como las características propias de las especies de árboles presentes en las diferentes áreas de distribución también pueden influir en la altura de los nidos.

Las mediciones de las cavidades de cría coincidieron a grandes rasgos con los valores indicados en la revisión de Pasinelli (2003). Los tamaños medios fueron de 4,6 cm de anchura y de altura, 8,9 cm de profundidad horizontal, 25,3 cm de profundidad vertical y 6,3 cm de grosor de la pared frontal.

La distribución y la abundancia del pico mediano puede estar limitada por la disponibilidad de un substrato adecuado para su alimentación y su nidificación (Pasinelli 2000, Robles *et al.* 2007a). En Izki, la presencia de individuos territoriales dentro de las parcelas muestreadas estuvo positivamente asociada con la densidad de *Quercus caducifolios* de gran diámetro (valores medios: 65 *Quercus caducifolios* \geq 36 cm de DBH/ha en parcelas ocupadas vs. 15 *Quercus caducifolios* \geq 36 cm de DBH/ha en parcelas no ocupadas), probablemente debido a la importancia de este tipo de árboles para la alimentación del pico mediano. Esto coincide con anteriores estudios que señalan la importancia de mantener altas densidades de robles de gran diámetro (ej. valores medios de territorios ocupados: 10-40 robles \geq 55 cm de DBH/ha en Suecia, más de 15 robles $>$ 60 cm de DBH/ha en Alemania, 63 robles \geq 36 cm de DBH en Suiza, 80 robles $>$ 43 cm de DBH/ha en Austria; véase Pasinelli 2003). En especial, la densidad media de robles grandes en Izki concuerda con los resultados obtenidos en marojales de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica donde los bosques ocupados tuvieron una densidad media de 66 robles \geq 37 cm de DBH/ha (Robles *et al.* 2007a). El mantenimiento de altas densidades de robles de gran diámetro también favorece la colonización de los marojales previamente no ocupados por el pico mediano (Robles & Ciudad 2012). De acuerdo con los valores predichos de los modelos que evaluaron la ocupación del pico mediano, las parcelas de Izki con densidades de 16 *Quercus caducifolios* \geq 36 cm de DBH/ha tendrían una probabilidad de ocupación del 50 %, mientras que las parcelas con densidades de 34 *Quercus caducifolios* \geq 36 cm de DBH/ha tendrían una probabilidad de ocupación del 90 %.

Con respecto a la influencia de la estructura del hábitat sobre la abundancia del pico mediano en Izki, encontramos que la densidad de territorios estuvo positivamente relacionada con la densidad de árboles caducifolios (*Quercus*, hayas y chopos) de gran diámetro (DBH \geq 36 cm). Aunque es difícil aclarar si existe una relación causal entre las densidades de estos árboles y la densidad del pico mediano; robles, hayas y chopos de gran diámetro pueden servir como substrato de alimentación para esta especie (Hertel 2003, Ciudad *et al.* 2009, apartado anterior), que se considera especialista en buscar alimento en árboles caducifolios de gran porte (Pasinelli 2003). De acuerdo con los valores predichos de los modelos que evaluaron la abundancia del pico mediano, para albergar una elevada densidad de territorios de esta ave (i.e. superior a la densidad media de las parcelas ocupadas: 0,95 territorios/10 ha) las parcelas de Izki deberían contar con más de 72 *Quercus* caducifolios, hayas y chopos \geq 36 cm de DBH/ha.

Por el contrario, en Izki no se ha encontrado un efecto de la densidad de árboles potenciales para anidar (*Quercus* caducifolios con DBH \geq 18 cm, decadentes o muertos, y/o con huecos) sobre la ocupación ni sobre la abundancia de picos medianos en las parcelas muestreadas. Esto podría deberse a que a nivel global la cantidad de estos árboles sea bastante elevada en toda la superficie de hábitat potencial de la ZEPA de Izki. Al comparar la media de la densidad de árboles potenciales para anidar de las parcelas de estudio (53 árboles/ha) con los valores medios de territorios de pico mediano de Suiza (26 árboles/ha, Pasinelli 2000), Polonia (26 árboles/ha, Kosiński & Winięcki 2004) y de los marojales de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (30 árboles/ha, Robles *et al.* 2007a); parece que efectivamente en Izki existen elevadas densidades de estos árboles.

Parámetros reproductivos

En este apartado aprovechamos la información disponible de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica sobre parámetros reproductivos tomada también en el año 2012 para realizar un análisis comparativo con la población de la ZEPA de Izki. Comparamos también estos resultados con información bibliográfica de años anteriores en otras

zonas del rango de distribución del pico mediano. El reducido número de nidos localizados en Izki durante las primeras fases del periodo reproductivo no nos permite sacar conclusiones sobre posibles diferencias en la fecha de puesta, el tamaño de puesta o el éxito de eclosión de los huevos entre la población de Izki y otras áreas. Los tamaños de muestra para el éxito reproductivo, número de volantones y fecha de vuelo en Izki siguen siendo relativamente reducidos, pero son suficientes como para permitir una primera comparación con otras áreas de distribución de la especie.

El éxito reproductivo no varió significativamente entre la población de Izki (el 70 % de 10 nidos fueron exitosos) y la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (82 % de 22 nidos). En poblaciones de Rusia y Austria se obtuvieron valores ligeramente más altos (83-93 % y 89 %; Kossenko & Kaygorodova 2007 y Michalek *et al.* 2001 para Rusia y Austria respectivamente), en Suiza valores intermedios (74 %; Pasinelli 2001) y en una población de Suecia al borde de la extinción valores visiblemente más bajos (42 %; Pettersson 1985). El número medio de pollos que volaron del nido por cada nido exitoso no difirió significativamente entre Izki (2,2 pollos) y la Cordillera Cantábrica (2,6). En Rusia, Austria y Suiza se produjeron un número más elevado de volantones (5,4, 5,1 y 3,2; Kossenko & Kaygorodova 2007, Michalek *et al.* 2001 y Pasinelli 2001, respectivamente), mientras que en la población de Suecia el número de volantones por nido exitoso fue semejante (2,7; Pettersson 1985). Estos resultados sugieren que los marojales de Izki y de la Cordillera Cantábrica podrían ser hábitats subóptimos para el pico mediano tal vez debido a su posición marginal con respecto a los bosques centroeuropeos. No obstante, el reducido tamaño de muestra para los parámetros reproductivos en Izki hace que este resultado deba tomarse con precaución.

Los pollos de la población de Izki abandonaron el nido significativamente más pronto (fecha media de vuelo: 9 de junio en 6 nidos) que los pollos de la población de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (27 de junio en 18 nidos). En buena parte de Europa Central y del Este la fecha de vuelo se produce en las dos primeras semanas de junio (Pasinelli 2001, 2003, Kossenko & Kaygorodova 2007), mientras que en el norte de Europa la fecha media de vuelo es también más tardía (27 de junio; Pettersson

1984). Las fechas de vuelo de los pollos están relacionadas con la fecha de puesta en cada una de las áreas de distribución. Se ha observado que existe una fuerte asociación entre el inicio de la puesta del pico mediano y el momento de emergencia de las hojas de los árboles en los bosques caducifolios en los que habita (Pasinelli 2001, Robles 2004, Kossenko & Kaygorodova 2007). La emergencia de las hojas coincide con la emergencia de orugas y otros artrópodos que constituyen la base de la alimentación de los pollos durante el tiempo que permanecen en el nido (Robles 2004, Kossenko & Kaygorodova 2007). Por estos motivos, las variaciones observadas en las fechas de vuelo entre distintas poblaciones pueden estar relacionadas con diferencias en el tiempo de emergencia de las hojas, condicionado por características climáticas de cada una de las localizaciones.

4.2. Medidas específicas para la conservación de la especie

En base a los resultados obtenidos en este estudio y a la literatura preexistente, proponemos medidas orientadas a alcanzar los objetivos de la acción A2 del proyecto. Además, incluimos otras indicaciones que podrían favorecer la conservación del pico mediano en ámbitos de actuación más amplios.

Las principales medidas para la conservación de la especie deben ir encaminadas a proteger las estructuras forestales que cubren sus requerimientos ecológicos:

1. Preservar todos los *Quercus caducifolios*, hayas y chopos ≥ 36 cm de DBH con el fin de mantener la disponibilidad de árboles importantes para la alimentación del pico mediano. También sería recomendable preservar otros árboles caducifolios ≥ 36 cm de DBH (como alisos, abedules, arces y sauces) en los que, pese a que en este estudio no hemos registrado eventos de forrajeo, se tiene constancia de su uso relativamente frecuente para la búsqueda de alimento en otros trabajos (Pettersson 1983, Pasinelli & Hegelbach 1997, Pasinelli 2003, Ciudad *et al.* 2009). Como valores de referencia las parcelas ocupadas tuvieron una media de 65 *Quercus caducifolios* ≥ 36 cm de DBH/ha, mientras que las

parcelas con elevadas densidades de picos medianos ($> 0,95$ territorios/10 ha) tuvieron una media de 81 *Quercus caducifolios*, hayas y chopos ≥ 36 cm de DBH/ha.

2. Preservar todos los árboles caducifolios ≥ 18 cm de DBH decadentes o muertos y/o con huecos con el objetivo de conservar la disponibilidad de árboles potenciales para la construcción de cavidades de cría de picos medianos.
3. Favorecer la presencia de distintas clases de edad del arbolado para mantener la heterogeneidad de la estructura forestal y la capacidad de regeneración natural del bosque (Onrubia *et al.* 2004, Robles *et al.* 2007a).
4. Preservar pies decadentes o muertos y árboles caídos en el suelo. Los árboles decadentes de tamaño medio (< 18 cm de DBH) pueden convertirse al crecer en árboles potenciales de nidificación. Además, la madera muerta es un elemento fundamental en la heterogeneidad estructural, el ciclo de nutrientes y la dinámica del carbono de los bosques (Harmon *et al.* 1986). La madera muerta en pie puede tener relevancia en la alimentación del pico mediano en momentos de baja disponibilidad de recursos alimenticios de fácil acceso. La madera muerta en el suelo del bosque podría tener una influencia indirecta en el pico mediano, reforzando la disponibilidad de recursos (Pasinelli 2000) y el funcionamiento integral del ecosistema (Harmon *et al.* 1986, Lindle *et al.* 2004).
5. Evitar la ejecución de trabajos silvícolas y de otras actividades perturbadoras entre los meses de marzo y julio con el fin de evitar molestias durante el periodo reproductor del pico mediano y de otros organismos forestales (Onrubia *et al.* 2004, Camprodon *et al.* 2007).
6. Evitar el uso de tratamiento fitosanitarios para poder preservar la abundancia de insectos que constituyen la principal fuente de alimento para el pico mediano. La aplicación de pesticidas e insecticidas en bosques ocupados por

pico mediano puede llegar a afectar a la disponibilidad y a la calidad de recursos tróficos para la especie (Onrubia *et al.* 2004, Camprodon *et al.* 2007)

En áreas subóptimas no ocupadas por parejas reproductoras y con bajas densidades de *Quercus* caducifolios, hayas y chopos grandes se pueden **desarrollar actuaciones silvícolas para incrementar la calidad estructural del hábitat:**

1. Clareos selectivos del arbolado joven y desbroces de matorral en zonas con vegetación densa. A corto plazo, el objetivo es reducir la densidad de matorral y arbolado de pequeño tamaño para facilitar el acceso a los recursos tróficos por los picos medianos. A medio-largo plazo, el objetivo es incrementar la densidad de árboles caducifolios (especialmente *Quercus*) de gran diámetro, eliminando competencia entre los árboles para permitir su crecimiento en grosor (Blanco *et al.* 1997, Cañellas *et al.* 2004).
2. Podas de las ramas bajas y finas de los árboles conservados tras el clareo. A corto plazo esta medida puede facilitar el acceso de los picos medianos a los recursos tróficos de la corteza. Además, las podas pueden contribuir a la creación de huecos (Sebek *et al.* 2013), aumentando la disponibilidad de sitios potenciales para la nidificación de otras aves ocupantes secundarias de cavidades (Robles *et al.* 2011, 2012). A largo plazo estas podas pueden ayudar a promover el desarrollo en grosor y altura del arbolado (Espelta *et al.* 2003).

A escala de paisaje también deberían establecerse algunas medidas concretas:

1. Restringir dentro de la ZEPA de Izki la sustitución de robledales y quejigares por plantaciones de coníferas, la transformación en zonas agrícolas y el desarrollo de pistas e infraestructuras para evitar la reducción y fragmentación del hábitat del pico mediano (Onrubia *et al.* 2004, Robles *et al.* 2007a y 2008, Ciudad *et al.* 2009, Robles & Ciudad 2012).

2. Preservar en el paisaje bosques de hábitat subóptimo. Estos bosques pueden ser importantes para individuos flotantes que permanecen alrededor de bosques de alta calidad ocupados por parejas territoriales (Pasinelli *et al.* 2001) y pueden servir para mantener la conectividad entre los parches de hábitat óptimo (Ciudad *et al.* 2009). Por estos motivos sería recomendable mantener todos los robledales y quejigares, incluso los de menor calidad (i.e. con bajas densidades de *Quercus caducifolios* grandes), en la ZEPA de Izki y en sus alrededores.

Finalmente, cabe destacar que los juveniles de pico mediano seleccionan estructuras forestales semejantes a las de los adultos reproductores. En la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica las áreas de campeo de los juveniles tuvieron una densidad media de 141 árboles caducifolios > 22 cm DBH y 44 árboles caducifolios > 33 cm de DBH por hectárea (Ciudad *et al.* 2009). Esto nos lleva a pensar que las medidas de conservación indicadas para la conservación y mejora del hábitat de cría del pico mediano en la ZEPA de Izki también podrían facilitar la disponibilidad de recursos para los juveniles una vez que han volado del nido.

4.3. Plan de seguimiento de la población de pico mediano en Izki

En este apartado proponemos un plan de seguimiento que permita analizar las tendencias poblacionales del pico mediano y la eficacia de las medidas de conservación desarrolladas en la ZEPA de Izki.

El plan de seguimiento consiste en determinar, a ser posible anualmente, la presencia y abundancia del pico mediano en las 37 parcelas de muestreo definidas en el presente estudio. Para ello es necesario seguir la metodología indicada en la sección 2.2.2; es decir, realizar un mínimo de tres visitas anuales a cada parcela durante la estación pre-reproductora recorriendo su superficie y cartografiando los territorios de pico mediano con ayuda de reproducciones de las vocalizaciones de la especie. Con ello, podremos detectar posibles variaciones en la ocupación y en la densidad de territorios en las

parcelas muestreadas, y relacionarlo con las actuaciones silvícolas efectuadas dentro del marco del proyecto LIFE+ Pro-Izki para favorecer el desarrollo de estructuras forestales adecuadas para el pico mediano (véase Anexo 3).

Adicionalmente, sería interesante efectuar un seguimiento de nidos de pico mediano para completar la información sobre parámetros reproductivos en Izki. Para ello, deberá realizarse durante el periodo reproductor una búsqueda de nidos en los territorios ocupados por parejas reproductoras. Es recomendable revisar los 28 árboles-nido registrados en este estudio, puesto que en algunas ocasiones los picos medianos construyen una nueva cavidad de cría en árboles utilizados para nidificar en años anteriores (C. Ciudad y H. Robles, *obs. pers.*). Los nidos localizados se revisarán cada 1-3 días, con el fin de determinar fecha y tamaño de puesta, éxito de eclosión, éxito reproductivo, número de volantones por nido exitoso y fecha de vuelo (véase sección 2.4).

4.4. Futuras líneas de trabajo

Recomendamos que los futuros trabajos a desarrollar en la población de pico mediano de la ZEPA de Izki vayan encaminados en tres líneas:

1) Parámetros reproductivos

La información de la reproducción del pico mediano recogida en este estudio (con un limitado tamaño muestral) apunta a que los valores de algunos parámetros reproductivos como el número de pollos volanderos por cada nido exitoso son relativamente bajos. Dado que los parámetros reproductivos están fuertemente asociados con la calidad del hábitat y el mantenimiento de las poblaciones a largo plazo, una de las líneas prioritarias de investigación a desarrollar en el futuro debe consistir en profundizar en el conocimiento de la variación temporal de estos parámetros en la ZEPA de Izki.

2) Selección de hábitat y dispersión de los juveniles

La conservación de las poblaciones animales requiere el conocimiento de los requerimientos de hábitat a lo largo de todo el ciclo vital. En este estudio hemos examinado los requerimientos de hábitat de los adultos de pico mediano en el periodo pre-reproductor y reproductor. Sin embargo, desconocemos los requerimientos de los juveniles en el periodo post-reproductor. Dado que los juveniles son los principales dispersantes (Ciudad *et al.* 2009) que favorecen el flujo génico y la renovación poblacional, consideramos que una línea de investigación prioritaria debe ir encaminada a conocer los requerimientos de hábitat de los juveniles durante el periodo de dependencia y de dispersión mediante técnicas de radio-telemetría. Puesto que los juveniles habitualmente se dispersan largas distancias (hasta 23 Km en la Cordillera Cantábrica, *datos propios*), es posible que los volantones de pico mediano en Izki se dispersen incluso fuera de los límites de la ZEPA, con importantes consecuencias para la conservación del pico mediano en Izki. Además, los juveniles podrían utilizar en Izki zonas subóptimas no adecuadas para la reproducción pero necesarias para la dispersión y la supervivencia temporal de las aves en este estado crítico del ciclo vital (Robles *et al.* 2007b).

3) Conectividad entre poblaciones

El principal núcleo de población del pico mediano en Izki se encuentra localizado en una masa forestal continua. Sin embargo en las zonas periféricas y en los alrededores de la ZEPA de Izki existen parches de hábitat potencial, más o menos aislados, inmersos en una matriz compuesta por cultivos, zonas urbanizadas, otros bosques naturales (principalmente hayedos y encinares) y plantaciones de coníferas. Además, a escala regional en los últimos años se han ido localizando pequeñas poblaciones de pico mediano en áreas relativamente cercanas (ej. Valle de Arana, Sierra de Toloño, Munain, Montes de Vitoria, Elgea-Urkilla, Amekoas) cuya fuente de individuos podría ser la población de Izki. Por todos estos motivos, la utilización de técnicas de telemetría permitiría analizar los movimientos de dispersión y el grado de aislamiento de las poblaciones. La implementación de métodos moleculares permitiría ampliar

temporal y espacialmente la información obtenida mediante el radio-seguimiento, calculando distancias genéticas con otros núcleos poblacionales de la Península Ibérica. Con los resultados obtenidos podrían proponerse medidas para fomentar o mantener la conectividad entre las poblaciones de pico mediano.

RESULTADOS MÁS RELEVANTES
Y CONSIDERACIONES FINALES

- ❖ Confirmamos que la ZEPA de Izki constituye uno de los principales núcleos poblacionales del pico mediano en la Península Ibérica, con un tamaño poblacional estimado en 338 ± 58 territorios y 315 ± 59 parejas.
- ❖ La elevada densidad poblacional de Izki (0,89 territorios/10 ha en el bosque dominado por marojal y 0,95 territorios/10 ha considerando únicamente las parcelas de marojal ocupadas por picos territoriales) es más parecida a las densidades observadas en el centro del área de distribución del pico mediano (alrededor de 1,00 territorios/10 ha) que a las densidades observadas en otras áreas periféricas cercanas (entre 0,20 y 0,65 territorios/10 ha).
- ❖ Los árboles seleccionados por los picos medianos para buscar alimento fueron *Quercus caducifolios*, hayas y chopos grandes (DBH ≥ 36 cm); mientras que los árboles seleccionados para nidificar fueron *Quercus caducifolios* con DBH ≥ 18 cm, decadentes o muertos, y/o con presencia previa de huecos.
- ❖ La densidad de árboles importantes para la alimentación influyó positivamente en la presencia y en la abundancia de territorios de pico mediano. La ocupación de las parcelas estuvo positivamente relacionada con la densidad de *Quercus caducifolios* grandes (DBH ≥ 36 cm). Una vez que las parcelas estuvieron ocupadas por algún territorio de pico mediano, la densidad de territorios estuvo positivamente asociada con la densidad de *Quercus*, hayas y chopos de gran porte (DBH ≥ 36 cm).
- ❖ La densidad de árboles importantes para la nidificación no estuvo relacionada con la presencia ni con la abundancia de territorios de pico mediano. Este resultado puede deberse a la elevada disponibilidad de estos árboles en la mayor parte de la superficie de hábitat potencial de Izki.

- ❖ Los datos de parámetros reproductivos indican que la puesta en la ZEPA de Izki se inicia en la segunda semana de mayo y los pollos abandonan el nido en la segunda semana de junio, aunque estos valores pueden diferir entre años. El éxito reproductor (i.e. porcentaje de nidos que produjeron al menos un volantón) y el número medio de volantones por nido exitoso fueron relativamente bajos en comparación con las poblaciones de pico mediano de Europa Central y del Este, pero similares a los valores de la población cantábrica. No obstante, sería necesario disponer de mayores tamaños de muestra para poder sacar conclusiones sobre estos resultados.
- ❖ Las diferencias metodológicas con los estudios previos realizados en Izki no nos permiten conocer la tendencia poblacional. Se recomienda realizar un seguimiento de la población de pico mediano mediante métodos estandarizados (empleando la metodología y las parcelas de muestreo utilizadas en este estudio como referencia), para poder analizar la tendencia poblacional y la efectividad de las actuaciones de conservación propuestas en el Anexo 3.
- ❖ De acuerdo a los resultados del presente estudio y a la información en la literatura preexistente, proponemos medidas para la conservación del pico mediano en la ZEPA de Izki. Estas medidas deben ir encaminadas a proteger las estructuras forestales que cubren sus requerimientos ecológicos en áreas óptimas (principalmente altas densidades de árboles importantes para la alimentación y nidificación), a incrementar la calidad estructural del hábitat en áreas subóptimas (mediante clareos y podas del arbolado joven y del matorral), y a preservar a escala de paisaje los bosques de hábitat óptimo y subóptimo para favorecer la conectividad de la población.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A.F. 1994a. Presencia en época reproductora de Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) en Álava. *Ardeola* 41: 100-101.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A.F. 1994b. *El pico mediano (Dendrocopos medius) en los Montes de Izki*. Informe técnico.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A.F. 1996. Distribución y estima poblacional del Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) en Álava. *Ardeola* 43: 221-223.
- BEYER, H.L. 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Available at <http://www.spataleecology.com/htools>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL AND NATURESERVE. 2012. Bird species distribution maps of the world. *Dendrocopos medius*. En: *IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013. Species factsheet: *Dendrocopos medius*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 10/02/2013.
- BLANCO, E., CASADO, M.A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J.C., MORLA, C., REGATO, P. & SAINZ, H. 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta, Barcelona.
- BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. 2002. *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York.
- CAMPRODON, J., CAMPIÓN, D., MARTÍNEZ-VIDAL, R., ONRUBIA, A., ROBLES, H., ROMERO, J.L. & SENOSIAIN, A. 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. En: Camprodon J. & Plana E. (Eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 391-434.
- CAMPRODON, J., FAUS, J. & SOLER, J. 2008. *Ecologia i conservació dels pícids (Picidae) a la Val d'Aran*. Informe técnico.

- CAÑELLAS, I., RÍO, M., ROIG, S. & MONTERO, G. 2004. Growth response to thinning in *Quercus pyrenaica* Willd. coppice stands in Spanish Central Mountain. *Annals of Forest Science*. 61: 243-250.
- CIUDAD, C. 2011. *Ecología y conservación del pico mediano Dendrocopos medius en ambientes alterados y fragmentados*. Tesis doctoral. Universidad de León, León.
- CIUDAD, C., ROBLES, H. & MATTHYSEN, E. 2009. Postfledging habitat selection of juvenile middle spotted woodpeckers: a multi-scale approach. *Ecography* 32: 676-682.
- DOMÍNGUEZ, J. & ONRUBIA, A. 2004. Caracterización y uso del hábitat por el Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) durante el periodo postreproductor en el Parque Natural de Izki (Álava). Actas del XVII Congreso Español de Ornitología, Madrid, pp. 195.
- DOMÍNGUEZ, J. 2010. Pico mediano – *Dendrocopos medius*. En: Salvador, A. & Bautista, L.M. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- ERROTUZ. 2008. *Caracterización del hábitat de Dendrocopos medius L. (Pico Mediano) en el marojal de Izki. Implicaciones de la dinámica forestal y la gestión tradicional*. Informe técnico.
- ESPELTA, J.M., RETANA, J. & HABROUK, A. 2003. Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *Forest Ecology and Management* 179: 401-414.
- FOMBELLIDA, I., HERRERA, A.G. & ROLLÁN, M. 2009. Cantabria, bastión del pico mediano. *Quercus* 275: 14-20.
- GARCÍA-FERNÁNDEZ, J., ÁLVAREZ, E. & FALAGÁN, J. 2002. El Pico Mediano *Dendrocopos medius* en la Provincia de León: cambios en la distribución y tamaño poblacional. *Ecología* 16: 335-342.
- GOBIERNO VASCO. 2010. *Mapa Forestal de la CAPV*. Gobierno Vasco, Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad.

- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S. P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K.J. & CUMMINS, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- HERTEL, F. 2003. Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. *Vogelwelt* 124: 111-132.
- JOHNSON, J.B. & OMLAND, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 101-108.
- KOSIŃSKI Z., KSIT P. & WINIECKI A. 2006. Nest sites of great spotted woodpeckers *Dendrocopos major* and middle spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* in near-natural and managed riverine forests. *Acta Ornithologica* 41: 21-32.
- KOSIŃSKI, Z. & WINIECKI, A. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* and middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forests of Central Europe. *Ornis Fennica* 81: 145-156.
- KOSIŃSKI, Z. & WINIECKI, A. 2005. Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. *Journal of Ornithology* 146: 263-270.
- KOSSENKO S.M. & KAYGORODOVA, E.Y. 2001. Effect of habitat fragmentation on distribution, density and breeding performance of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in the Nerussa-Desna woodland. *Entomological Review* 81: S161-S166.
- KOSSENKO S.M. 2003. A study of mechanisms underlying habitat fragmentation effects on the middle spotted woodpecker *Picoides medius*: a progress report. En: Pechacek, P. & d'Oleire-Oltmanns, W. (Eds.), *International Woodpecker Symposium*.

- Forschungs-bericht, 48 Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Berchtesgaden, pp. 97-103.
- KOSSENKO, S.M. & KAYGORODOVA, E.Y. 2007. Reproduction of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in the Nerussa-Desna woodland, SW Russia, with particular reference to habitat fragmentation, weather conditions and food supply. *Ardea* 95: 177-189.
- KOVACH, W.L. 2011. *Oriana – Circular Statistics for Windows, ver. 4*. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales.
- LINDHE, A., ÅSENBLAD, N. & TORESSON, H.G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak—nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443-454.
- 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*. Ed. Universidad del País Vasco.
- MARTÍN, R. 2005. *Izki Parque Natural*. Departamento de Urbanismo y Medio Ambiente. Diputación Foral de Álava, Vitoria-Gasteiz.
- MICHALEK, K.G. & WINKLER, H. 2001. Parental care and parentage in monogamous great spotted woodpeckers (*Picoides major*) and middle spotted woodpeckers (*P. medius*). *Behaviour* 138: 1259-1285.
- MICHALEK, K.G., AUER J.A., GROßBERGER H., SCHMALZER A. & WINKLER H. 2001. Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (Sonderheft): 31-58.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE. 2013. *Cuarto Inventario Forestal Nacional. Comunidad Autónoma del País Vasco/Euskadi*. MAGRAMA, Madrid.

- NÚÑEZ, V., HERNANDO, A., VELÁZQUEZ, J. & TEJERA, R. 2012. Livestock management in Natura 2000: A case study in a *Quercus pyrenaica* neglected coppice forest. *Journal for Nature Conservation* 20: 1-9.
- ONRUBIA, A., ROBLES, H., SALAS, M., GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. & OLEA, P. P. 2003. Pico mediano, *Dendrocopos medius*. En: Martí, R. & del Moral, J. C. (Eds.), *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid, pp. 358-359.
- ONRUBIA, A., ROBLES, H., SALAS, M., GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. & OLEA, P.P. 2004. Pico Mediano, *Dendrocopos medius*. En: Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid, pp. 304–307.
- PASINELLI, G. & HEGELBACH, J. 1997. Characteristics of trees preferred by foraging middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in northern Switzerland. *Ardea* 85: 203-209.
- PASINELLI, G. 2000. Oaks *Quercus* sp. and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*. *Biological Conservation* 93: 227-235.
- PASINELLI, G. 2001. Breeding performance of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. *Ardea* 89: 353-361.
- PASINELLI, G. 2003. *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. *BWP Update* 5: 49-99.
- PASINELLI, G. 2007. Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16: 1283-1298.
- PASINELLI, G., HEGELBACH, J. & REYER, H.U. 2001. Spacing behavior of the middle spotted woodpeckers in central Europe. *Journal of Wildlife Management* 65: 432-441.

- PETTERSSON, B. 1983. Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. *Holarctic Ecology* 6: 263-269.
- PETTERSSON, B. 1984. *Ecology of an isolated population of the middle spotted woodpecker (Dendrocopos medius, L.) in the extinction phase*. Ph.D. thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
- PETTERSSON, B. 1985. Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. *Biological Conservation* 32: 335-353.
- PURROY, F.J., ALVAREZ, A. & PETTERSSON, B. 1984. La población de pico mediano, *Dendrocopos medius* (L.), de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola* 31: 81-90.
- RESOURCES INVENTORY COMMITTEE. 1998. *Inventory methods for woodpeckers*. Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 19. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria.
- ROBLES, H. & CIUDAD, C. 2012. Influence of habitat quality, population size, patch size, and connectivity on patch-occupancy dynamics of the middle spotted woodpecker. *Conservation Biology* 26: 284-293.
- ROBLES, H. & OLEA, P.P. 2003. Distribución y abundancia del pico mediano (*Dendrocopos medius*) en una población meridional de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola* 50: 275-280.
- ROBLES, H. 2004. *Distribución y estrategias de la vida del pico mediano Dendrocopos medius en una población fragmentada. El papel de la estructura del hábitat*. Tesis doctoral, Universidad de León, León.
- ROBLES, H., CIUDAD, C. & MATTHYSEN, E. 2011. Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: the role of traditional management practices. *Forest Ecology and Management* 261: 1428-1435.

- ROBLES, H., CIUDAD, C. & MATTHYSEN, E. 2012. Responses to experimental reduction and increase of cavities by a secondary cavity-nesting bird community in cavity-rich Pyrenean oak forests. *Forest Ecology and Management* 277: 46-53.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R. & BAGLIONE, V. 2007b. No effect of habitat fragmentation on post-fledging, first-year and adult survival in the middle spotted woodpecker. *Ecography* 30: 685-694.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R., OLEA, P.P. & MATTHYSEN, E. 2008. Demographic responses of middle spotted woodpeckers (*Dendrocopos medius*) to habitat fragmentation. *The Auk* 125: 131-139.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R., OLEA, P.P., PURROY, F.J. & MATTHYSEN, E. 2007a. Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. *Forest Ecology and Management* 242: 343-352.
- ROMÁN, J., ROMÁN, F., ANSOLA, L.M., PALMA, C. & VENTOSA, R. 1996. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros del Círculo Católico, Burgos.
- RUDOLPH, D. C., CONNER, R. N. & SCHAEFER, R. R. 2002. Red-cockaded woodpecker foraging behaviour in relation to midstory vegetation. *Wilson Bulletin* 114: 235-242.
- SÁNCHEZ COROMINAS, T., GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. & VÁZQUEZ, V.M. 2009. El Pico Mediano (*Dendrocopos medius*), el Pico Menor (*Dendrocopos minor*) y el Picamaderos Negro (*Dryocopus martius*), (Picidae, Aves), en el Principado de Asturias (España). *Bol. Cien. Nat. R.I.D.E.A.* 50: 281-302.
- SEBEK, P., ALTMAN, J., PLATEK, M. & CIZEK, L. 2013. Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS ONE* 8: e60456.
- TÁRREGA, R. & LUIS, E. 1990. La problemática de los incendios forestales y su incidencia sobre los robledales de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León. *Ecología* (Fuera de Serie No. 1): 223-237.

- UNANUE, A., SALVADOR, M. & AUZMENDI, G. 2010. Estudio del pico mediano (*Dendrocopos medius*) en el entorno de los Montes de Vitoria, municipio de Vitoria-Gasteiz. Informe técnico.
- VILA, M., ROBLES, H., CIUDAD, C., OLEA, P.P. & BAGLIONE, V. 2008. Isolation and characterization of 12 microsatellites markers in the middle-spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Molecular Ecology Resources* 8: 415-417.
- WINKLER, H., CHRISTIE, D.A. & NURNEY, D. 1995. *Woodpeckers—A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World*. Pica Press, East Sussex.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th Edition. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- ZINGG, S., ARLETTAZ, R. & SCHAUB, M. 2010. Nestbox design influences territory occupancy and reproduction in a declining, secondary cavity-breeding bird. *Ardea* 98: 67-75.