

Coleópteros saproxílicos de interés comunitario en espacios Red Natura 2000 en Gipuzkoa (norte de España).

Saproxylic Coleoptera of Community interest in Natura 2000 areas in Gipuzkoa (northern Spain).

Alberto Castro^{1, 2}, Jon Fernández^{1, 3}



Resumen

Cerambyx cerdo, *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otras especies de saproxílicos muestran una regresión general en sus tamaños poblacionales y áreas de distribución en Europa. Conocer la distribución y las tendencias de sus poblaciones en los espacios protegidos de la Red Natura 2000 (ERN) es necesario para comprobar la eficacia de éstos en la conservación de escarabajos saproxílicos. Así, en Gipuzkoa se analizó la presencia y la distribución de estas especies en dos ERN no sistemáticamente prospectados previamente, Pagoeta y Hernio-Gatzume, y se iniciaron seguimientos en zonas de los ERN de Aizkorri-Aratz y Aralar en dónde se realizaron actuaciones de conservación. Se realizó una comparación de las metodologías empleadas para mejorar la eficiencia en muestreos futuros. Las poblaciones de *O. eremita* y de especies de Cetoniidae acompañantes se mostraron en declive. *Cerambyx cerdo* se detectó en Pagoeta, presentándose en tres ERN de cinco prospectados. *Rosalia alpina* y *L. cervus* se encontraron en todos los ERN y más distribuidas dentro de los mismos que las otras especies diana. Los tamaños poblacionales estimados fueron menores a los observados en otras regiones europeas. La inspección visual fue el método más efectivo para muestrear todas las especies diana salvo *O. eremita*, sólo capturada mediante trampas de feromonas. Con una sola población, *O. eremita* se encuentra en peligro crítico de extinción en Gipuzkoa. Las medidas de conservación

¹ Departamento de Entomología, Sociedad de Ciencias Aranzadi
Zorroagaina 11, 20014 Donostia-S. Sebastián, Spain

² Correspondencia autor: adecastro@aranzadi.eus

³ jon_trans@hotmail.com



deberían priorizar a *O. eremita*, después a *C. cerdo* y seguidamente a *R. alpina* y *L. cervus*, además de asegurar la conectividad espacio-temporal de los hábitat.

Palabras clave: Cerambycidae, Cetoniidae, Conservación, Distribución Geográfica, Lucanidae, Seguimiento.

Abstract

Cerambyx cerdo, *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* and other saproxylic species show an overall decline in their geographical distributions and populations sizes in Europe. A knowledge of their distributions and population trends in the protected sites of the Natura 2000 network (ERN) is needed to appraise the efficacy of ERNs for the conservation of saproxylic beetles. Therefore, the presence and distribution of these species were analysed in Pagoeta and Hernio-Gatzume, two ERNs located in Gipuzkoa that had not previously been surveyed. Monitoring was also started in those locations in the ERNs of Aizkorri-Aratz and Aralar in which conservation measures were carried out. The methodologies used were compared to improve the efficiency of future sampling. The only known population of *O. eremita* and those of non-target species of Cetoniidae showed a decline. *Cerambyx cerdo* was detected in Pagoeta, adding its presence to three out of the five ERNs surveyed to date. *Rosalia alpina* and *L. cervus* were found in all the ERNs and were more widely distributed within these than the other two target species. All the population sizes estimated were lower than those observed in other European regions. Visual inspection was the most efficient method for sampling *C. cerdo*, *L. cervus* and *R. alpina*, and pheromone traps were the only method with which *O. eremita* was detected. Based on current knowledge, *O. eremita* is critically endangered in Gipuzkoa. Conservation measures should prioritise *O. eremita* before *C. cerdo*, and this one before *L. cervus* and *R. alpina*. The maintenance of small populations by ensuring the spatiotemporal connectivity of the habitat is also very important.

Key words: Cerambycidae, Cetoniidae, conservation, geographical distribution, Lucanidae, monitoring.

Laburpena

Europar, *Cerambyx cerdo*, *Lucanus cervus*, *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* eta beste espezie saproxiliko batzuen populazio tamainaren eta banaketa eremuaren atzerakada agerikoa da. Horregatik, beharrezkoa da Natura 2000 Sarearen (NSE) baitako babes eremuetan kakalardo saproxilikoaren banaketa eremua eta populazio joeraren informazioa edukitzea, jakiteko eremu horiek nola eragiten dioten espezie horien biziraupenari. Bada, horrela, Gipuzkoan aurretik modu sistematikoan lagindu gabeko bi NSEtan, Pagoeta eta Hernio-Gatzumen, espezie horien presentzia eta banaketa aztertu ziren; gainera, Aizkorri-Aratz eta Aralar NSEtan jarraipen ikerketak hasi ziren eta kontserbaziorako neurriak ezarri ziren. Eta etorkizuneko laginketen eraginkortasuna handitzeko asmoz, erabilitako metodologia desberdinen arteko konparaketa egin zen. *O. eremita* eta

Cetoniidae azpi-familiako espezie laguntzaileak gainbeheran daude. *Cerambyx cerdo* Pagoetan antzeman zen eta lagindutako bost NSEtatik hirutan agertu zen. *Rosalia alpina* eta *L. cervus* NSE guztietan topatu ziren eta gainerako itu-espezieek baino banaketa eremu zabalagoa zuten. Zenbatetsi ziren populazioen tamainak Europako beste eskualde batzuetan behatutakoak baino txikiagoak izan ziren. *O. eremita* bakarrik harrapatu ahal izan zen feromona tranpak erabilita. Gainerako espezieen kasuan, ikusmen-detekzioa izan zen laginketa metodo eraginkorra. *O. eremita*-k Gipuzkoan populazio bakarra du eta desagertzeko egoera larrian dago. Kontserbaziorako neurriek, hurrenez hurren *O. eremita*, *C. cerdo*, *R. alpina* eta *L. cervus* lehenetsi beharko lituzkete eta habitat desberdinen arteko espazio- denborazko konektagarritasuna ziurtatu beharko lukete.

Gako hitzak: Cerambycidae, Cetoniidae, kontsebazioa, banaketa geografikoa, Lucanidae, jarraipena.



Introducción

El conocimiento de la distribución geográfica de las especies de saproxílicos y de la evolución temporal de sus poblaciones resulta necesario para definir y mejorar las medidas para su conservación (Nieto & Alexander, 2010; Gunnar-Jonsson & Siitonen, 2012). Salvo en algunas localidades, las poblaciones de las especies *Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1758), *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758), *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) y *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) se encuentran en regresión global dentro de su área de distribución debido a la fragmentación y pérdida de sus hábitats, los cuales incluyen bosques o paisajes arbolados de frondosas con densidades importantes de árboles viejos y muertos total o parcialmente soleados (Nieto *et al.*, 2010; Harvey *et al.*, 2011a; Drag *et al.*, 2015; Buse *et al.*, 2016). Más concretamente, las larvas de *C. cerdo* se alimentan de la madera muerta de árboles aún vivos, habitualmente del género *Quercus* sp., aunque también pueden encontrarse en otras especies caducifolias (Müller, 1950; Sláma, 1998). Las larvas de *L. cervus* se alimentan de madera muerta situada a nivel del suelo o enterrada de árboles en pie o caídos, más frecuentemente de quercíneas, aunque la especie se muestra muy polífaga, habiéndose citado hasta en 60 especies distintas de árboles (Harvey *et al.*, 2011a). Las larvas de *R. alpina* se alimentan de la madera muerta de árboles moribundos o muertos, comúnmente de hayas pero habiéndose registrado colonizaciones exitosas en una decena de especies de otras frondosas (Cizek *et al.*, 2009; Campanaro *et al.*, 2017). Las larvas de *O. eremita* habitan en la mezcla de fragmentos de madera muerta y tierra no muy húmeda de cavidades de árboles vivos pertenecientes a numerosas especies, variando las preferencias por éstas según la localidad (Maurizi *et al.*, 2017). La toma de datos de detección y seguimiento aplicados a la conservación de la fauna saproxílica en general, a menudo se centra en estas cuatro especies mencionadas por tres razones

principales: 1) los árboles con *C. cerdo* y *O. eremita* albergan mayor diversidad de saproxílicos (especies paraguas; Ranius, 2002a; Buse *et al.*, 2008), por lo que se consideran indicadores de biodiversidad; 2) la atractiva estética de *L. cervus* y *R. alpina* les permite considerarlas especies bandera (Lachat *et al.*, 2013; Campanaro *et al.*, 2016); y, 3) las cuatro se encuentran legalmente protegidas por el Convenio de Berna y la Directiva de Hábitats (Consejo de Europa, 1979, 1992). Sin embargo, dado que las funciones indicadoras y paraguas basadas en unas pocas especies no son perfectas, es recomendable recabar datos de otras especies (Caro, 2010). *C. cerdo* y *R. alpina* pertenecen a la familia Cerambycidae, *O. eremita* a la familia Cetoniidae y *L. cervus* a la familia Lucanidae: todas estas familias poseen varias especies identificables en el campo, lo que permite seguimientos sin sacrificio de ejemplares (Lindhe *et al.*, 2010). A pesar de la pérdida del hábitat para los saproxílicos europeos, la última revisión de la lista roja de los mismos destaca la carencia de programas de seguimiento con garantías de continuidad temporal, necesitándose recabar todavía más datos básicos de distribución en la mayoría de los países (Nieto & Alexander, 2010).

Dado que las cuatro especies diana se encuentran protegidas a nivel europeo, su conservación queda enmarcada dentro de la preservación de sus hábitats, particularmente en áreas designadas a mantener la biodiversidad en Europa, más conocidas como espacios Red Natura 2000 (Consejo de Europa, 1992. ERN a partir de ahora). De esta manera, en Gipuzkoa se han declarado 17 ERN, en los que los bosques autóctonos se encuentran bien representados (Magrama, 2013), si bien ocho destacan por su extensión (Fig. 1). Los hayedos en las zonas montañas y los robledales-bosques mixtos en el resto del territorio corresponden a la vegetación potencial de prácticamente toda la superficie de Gipuzkoa (Loidi *et al.*, 2011). Sin embargo, actualmente la superficie del bosque autóctono se ha visto reducida a un 26% del territorio (Magrama, 2013) y en su mayor parte se encuentra en un deficiente estado de conservación, escaseando la madera muerta y los bosques con árboles viejos y maduros (Ihobe, 2011). Todo ello debido tanto a la explotación maderera del bosque autóctono, como a la sustitución de su superficie por plantaciones de coníferas (en un 35%), prados y pastos con (7%) y sin (20%) matorral, quedando el resto ocupado principalmente por superficies urbanas y agrícolas (Loidi *et al.*, 2011; Magrama, 2013). Con esta situación de los bosques guipuzcoanos, en los ERN previamente investigados (Fig. 1), las cuatro especies diana y la mayor diversidad de saproxílicos se localizan principalmente en áreas donde se concentran hayas, robles y castaños trasmochos, que parecen suplir como hábitat al prácticamente inexistente arbolado maduro, moribundo o viejo natural (Martínez de Murguía *et al.*, 2007, Pagola, 2011). Los árboles trasmochos poseen forma de candelabro ya que sus ramas se podaban periódicamente a unos dos o tres metros de altura para impedir que los brotes fueran consumidos por el ganado, práctica realizada en Gipuzkoa desde el siglo XVI hasta mediados del XX (Aragón, 2001, 2009a). Actualmente permanecen fragmentos de masas de

trasmochos debido a su escaso valor maderable (Aragón, 2009b). Tras varias décadas de poda interrumpida, los trasmochos pierden su estabilidad mecánica y se derrumban, acelerando su desaparición, que se cifra en 1% anual en Gipuzkoa y alrededores (Riaño *et al.*, 2013). Los trasmochos se podaban en pastos arbolados y por tanto en entornos soleados que favorecían la diversidad de saproxílicos (Parmain & Bouget, 2017). Por tanto, otra amenaza, tanto para la diversidad de saproxílicos como para la persistencia de los trasmochos, es el proceso de ensombrecimiento de éstos por arbolado joven en regeneración tras el cese del pastoreo (Castro & Fernández, 2016).

Para preservar este arbolado y crear madera muerta soleada, en los ERN de Aiako Harria (AH), Aizkorri-Aratz (AA), Aralar (A), Hernio-Gazume (H) y Pagoeta (P) (Fig. 1) se han realizado podas experimentales (invierno 2010-2011) para aligerar el peso soportado por los troncos, además de utilizar las ramas para realizar apilamientos de madera muerta como hábitat adicional para saproxílicos (Riaño *et al.*, 2013). En AH, AA y A se han programado seguimientos centrados, aunque no exclusivamente, en *R. alpina* para valorar el efecto de las actuaciones realizadas (Riaño *et al.*, 2013). Los seguimientos presentan diferentes avances en cada ERN. En el hayedo de Oieleku (AH) existen para los veranos, justo antes y para después de las actuaciones (Pagola, 2011). En el hayedo de Artaso (AA) se desarrollan seguimientos sólo antes (Castro & Fernández, 2016), aunque faltan por publicarse datos detallados de las observaciones de *R. alpina* y de otras especies. En el hayedo de Txotxeta (A) se desarrollan seguimientos justo para después (año 2011), añadiéndose además el seguimiento para *O. eremita* en la única localidad en la que se encontró (Ezkalusoro, sin actuaciones) y de la que ya existían referencias anteriores como para realizar las primeras comparaciones (Martínez de Murguía *et al.*, 2007).

La fauna saproxílica ha sido bien estudiada en los tres ERN guipuzcoanos de mayor extensión (Fig. 1): AH (Aguirresarobe *et al.*, 2001; Pagola *et al.*, 2007; Pagola 2007ab, 2008, 2009, 2010, 2011) y AA y A (Martínez de Murguía *et al.*, 2007). Sin embargo, faltan trabajos centrados en los demás ERN de la provincia (Fig. 1), aunque en todos existan citas esporádicas procedentes de contribuciones recopilatorias (Bahillo *et al.*, 1992; Bahillo & Iturrondobeitia, 1996; Bahillo & López-Colón, 1999) o actualizadoras (Ugarte *et al.*, 2003; Calvo *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2012; Ugarte & Pagola, 2012; Pagola, 2016). Debido a las actuaciones de conservación y a su importancia como reservorio forestal ya mencionadas, H y P se seleccionaron para proseguir con el inventario de los saproxílicos de los ERN de Gipuzkoa.

Tanto para la detección como para el seguimiento de las especies diana y acompañantes de saproxílicos se necesita seleccionar las metodologías de muestreo más efectivas (Nieto & Alexander, 2010), excepto para *R. alpina*, cuyo protocolo está bien definido y se ha empleado en varias ocasiones (Russo *et al.*, 2010; Campanaro *et al.*, 2011a; Drag *et al.*, 2011; Pagola *et al.*, 2011; Vrezec *et al.*, 2012; Castro & Fernández, 2016; Campanaro *et al.*, 2017). Para *C. cerdo* se han propuesto distintos cebos

atrayentes (Campanaro *et al.*, 2011a; Vrezec *et al.*, 2012; Núñez *et al.*, 2016), algunos ventajosos frente a búsquedas visuales crepusculares (Redolfi de Zan *et al.*, 2017; véase, sin embargo, Vrezec *et al.*, 2012; Sánchez-Osorio *et al.*, 2016). Para *L. cervus*, las búsquedas visuales crepusculares de individuos vivos y las diurnas de restos y cadáveres se muestran más eficaces que las trampas con cebos (Bardiani *et al.*, 2017a), aunque las diferencias de efectividad entre ambas metodologías visuales varían según la localidad (Bardiani *et al.*, 2017) y ciertos cebos parecen destacarse sobre otros en algunos lugares (Harvey *et al.*, 2011b) y en otros no (Chiari *et al.*, 2014a, Bardiani *et al.*, 2017b). Para *O. eremita* sigue sin estar claro si las trampas de interceptación en el interior de cavidades son más eficaces que las de interceptación de vuelo con feromonas (Chiari *et al.*, 2013a; Zauli *et al.*, 2014; Maurizi *et al.*, 2017; Svensson *et al.*, 2004). Estos resultados indican la necesidad de seguir contrastando metodologías y su efectividad en cada localidad de estudio.

Por todo lo anteriormente expuesto, el presente trabajo se plantea los siguientes objetivos: 1) determinar si las especies diana están presentes en P y H; 2) estimar los tamaños poblacionales de *R. alpina* y *L. cervus* y especies acompañantes en la localidad de Artaso (AA) y de *O. eremita* y *R. alpina*, *L. cervus*, *C. cerdo* y especies acompañantes en la localidad de Ezkalusoro-Txotxeta (A) como punto de partida para futuros seguimientos; y, 3) comprobar qué métodos de muestreo son los más adecuados para la detección y seguimiento de las especies en el área de estudio.

Material y metodos

Dado que los muestreos tuvieron que adaptarse a los objetivos, accesibilidad y patrones de distribución del hábitat potencial de las especies propias de cada área de estudio, el apartado de metodología se expone en tres partes, paralelizando los objetivos. Sin embargo existen algunas características comunes en todas las áreas de estudio que se resumen seguidamente: la precipitación media anual oscila entre 1400-1800 mm y la temperatura media anual entre 10-12.5 °C, a excepción de la mayor parte de P, que presenta valores entre 12.5-15 °C (Atlas Climático de la Península Ibérica y Baleares, Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. <http://agroclimap.aemet.es/#>). También existe presencia de ganado ovino (predominante), equino y vacuno. El senderismo y la recolección de hongos son actividades frecuentes.

En cuanto a los muestreos, sólo los ejemplares muertos o restos de los mismos fueron recogidos, etiquetados y conservados en la colección de la Sociedad de Ciencias Aranzadi. Los ejemplares vivos fueron determinados en el campo con la ayuda de referencias dedicadas a las familias Cerambycidae (Bense, 1995; Bahillo & Iturrondobeitia, 1996), Cetoniidae (Micó & Galante, 2002) y Lucanidae (Bahillo & López-Colón, 1997).

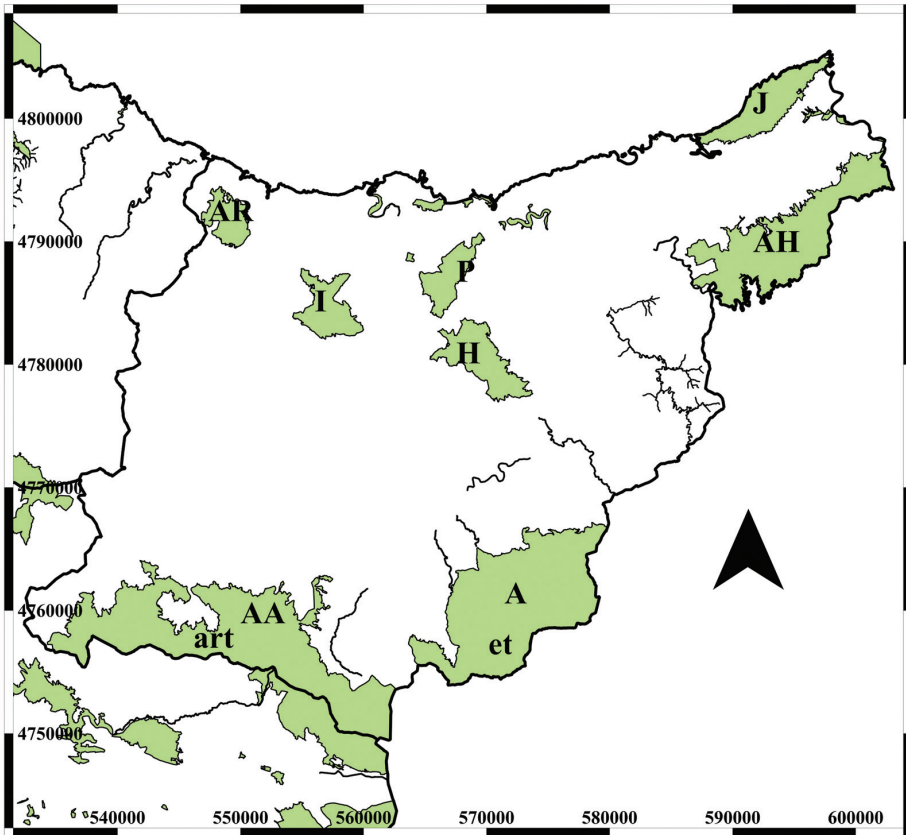


Fig. 1.- Mapa de los ERN con importantes superficies de bosques autóctonos en la provincia de Gipuzkoa. Las iniciales en mayúscula señalan los nombres de los ERNs y las minúsculas los enclaves en los que se realizaron las estimas de tamaño poblacional en el presente trabajo: A – Aralar, AA – Aizkorri-Aratz, AH – Aiako Harria, AR- Arno, art – Artaso, et- Ezkalusoro-Txotxeta, H – Hernio-Gazume, I – Izarraitz, J – Jaizkibel, and P – Pagoeta. La detección y distribución de Cerambycidae, Cetoniidae y Lucanidae saproxílicos se realizó en H y P en el presente trabajo, existiendo inventarios previos en A, AA y AH. El marco indica las coordenadas UTM.

Fig. 1.- Map of ERNs with large surface areas of native forests in the province of Gipuzkoa. Initials in capitals denote the names of ENRs, and in lower case the places where the population sizes were estimated in this contribution: A – Aralar, AA – Aizkorri-Aratz, AH – Aiako Harria, AR- Arno, art – Artaso, et- Ezkalusoro-Txotxeta, H – Hernio-Gazume, I – Izarraitz, J – Jaizkibel, and P – Pagoeta. The detection and distribution of saproxilyic Cerambycidae, Cetoniidae and Lucanidae was carried out in H, P in the present contribution, with the existence of previous inventories in A, AA, and AH. The frame includes the UTM coordinates.

Para el caso particular de las larvas (siempre fueron Cetoniidae), la parte abdominal y apical de su abdomen se fotografió y comparó con las de ejemplares ya existentes en la colección de Aranzadi (Martínez de Murguía *et al.*, 2007).

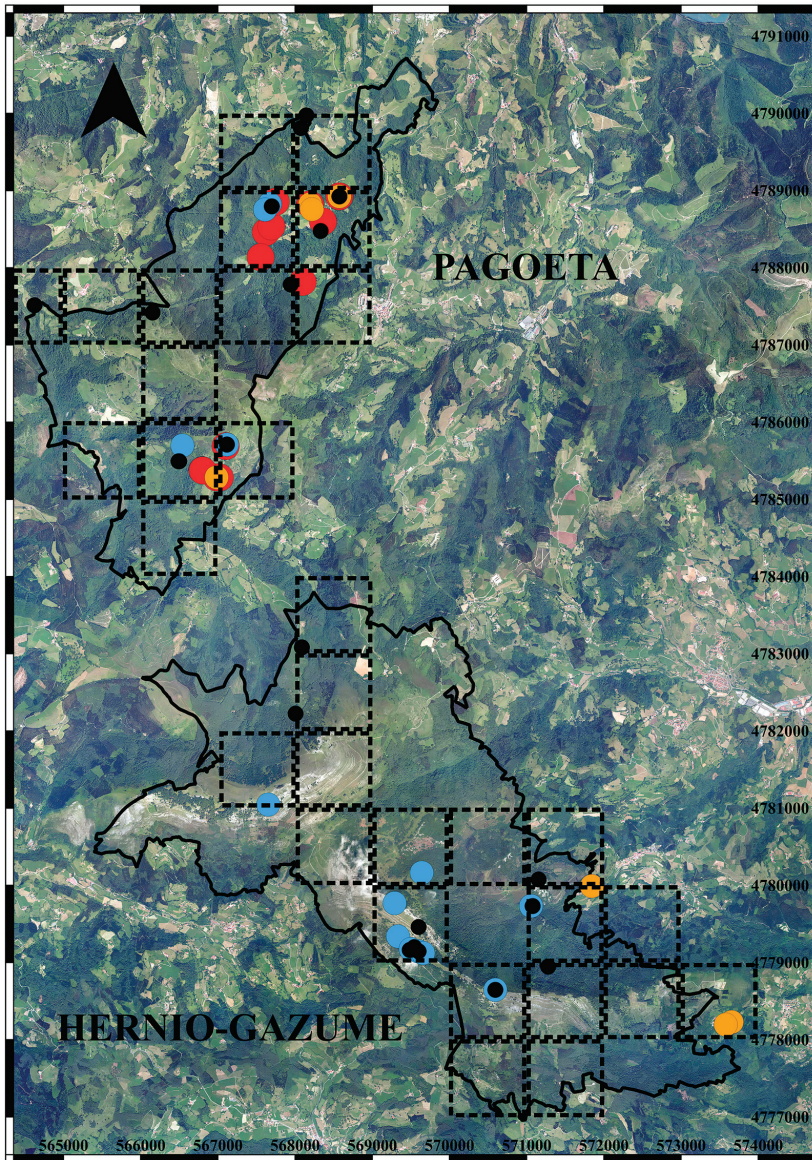


Fig. 2.- Ortofoto señalando la localización de los ERN de Pagoeta y Hernio-Gazume, las cuadrículas UTM de 1 x 1 km prospectadas (con límites punteados) y de los registros obtenidos de *C. cerdo* (círculos rojos), *L. cervus* (círculos naranjas), *R. alpina* (círculos azules) y otras especies de saproxílicos (círculos negros pequeños). El marco indica las coordenadas UTM.

Fig. 2.- Orthophoto marking the location of ERNs of Pagoeta and Hernio-Gazume, the 1 x 1 km grid UTM squares sampled (dotted lines) and records of *C. cerdo* (red circles), *L. cervus* (orange circles), *R. alpina* (blue circles), and other saproxylic species (small black circles). The frame includes the UTM coordinates.

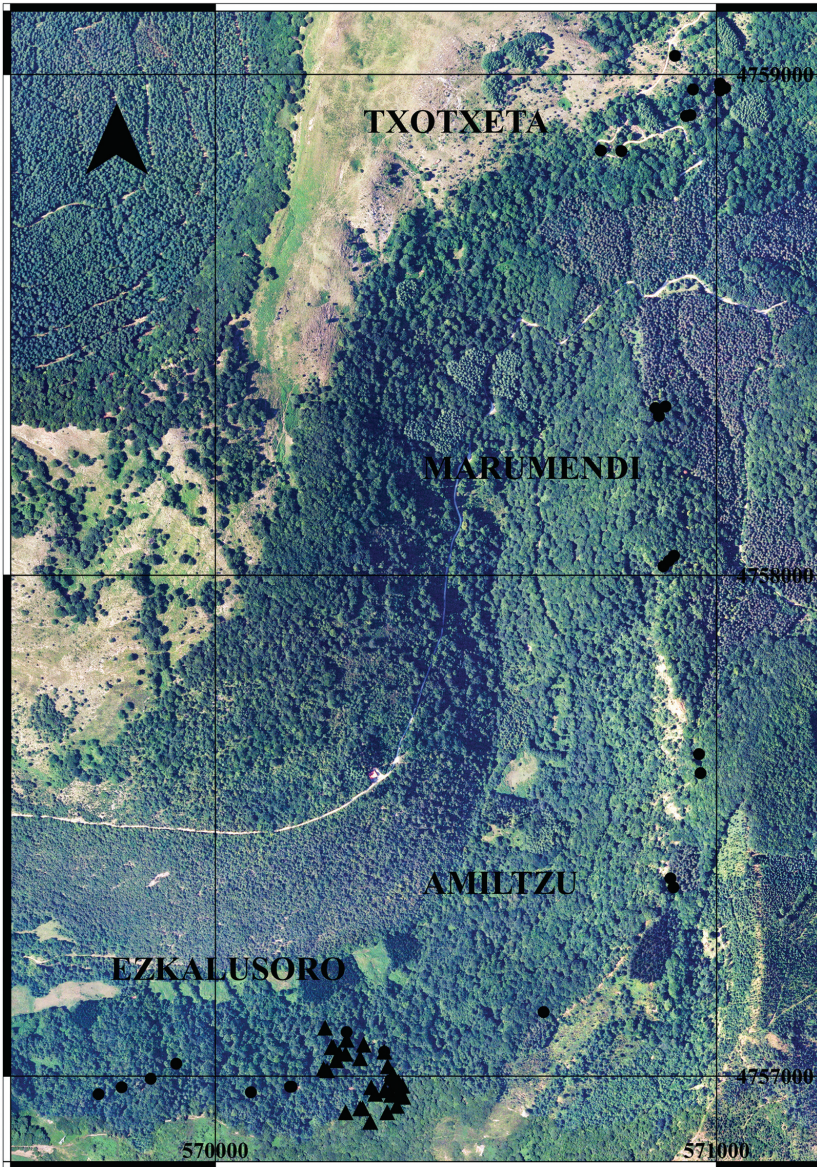


Fig. 3.- Localización de los puntos de muestreo con hayas con madera muerta y apilamientos (círculos) para el seguimiento de especies en el transecto Ezkalusoro-Txotxeta (Aralar) y de los árboles con trampas (triángulos) muestreados en la localidad de Ezkalusoro. El marco incluye las coordenadas UTM.

Fig. 3.- Location of sampling points with beech trees with dead wood and piles (circles) for the monitoring of species in the transect of Ezkalusoro-Txotxeta (Aralar), and the trees with traps (triangles) sampled in the locality of Ezkalusoro. The frame includes the UTM coordinates.

DETECCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES

Área de estudio

Los muestreos de detección y distribución de especies en ERNs no prospectados hasta la fecha tuvieron lugar en P y H, cuya localización, incluyendo coordenadas UTM, se muestra en las Figuras 1 y 2. P ocupa unas 1365 ha e incluye un bosque autóctono que ocupa el 43% de la superficie, en el que destaca la extensión de las masas de roble (*Quercus robur* L.) puras o en bosque mixto (27%), frente a las menos extendidas (11%) de haya (*Fagus sylvatica* L.) (Magrama, 2013; Gobierno Vasco. <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus>). H abarca una superficie de 2217 ha, de la cual el hayedo ocupa un 40 %, el robledal-bosque mixto un 4% (mitad como masa pura de roble) y el resto de bosques autóctonos un 0.1% (Magrama, 2013; Gobierno Vasco. <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus>). En ambos ERN, el paisaje también incluye plantaciones forestales con especies exóticas, pastizales, matorrales, brezales, argomales y prados.

Diseño de los muestreos

En P y H se muestrearon 50 localidades repartidas en 31 cuadrículas UTM de 1 x 1 km a lo largo de 16 jornadas de muestreo (Fig.2, Anexo 1 online). Las localidades muestreadas se seleccionaron por la presencia en las mismas de arbolado autóctono maduro (concentraciones de varios árboles con diámetros a la altura del pecho a partir de 50 cm) o muerto y por su accesibilidad al ser atravesadas por senderos o pistas forestales. En general, dentro de una misma localidad, el hábitat se mostró cambiante, alternando zonas de prados y pastos, con bosques y bosquetes cerrados o ralos y plantaciones forestales de especies exóticas. Por ello, el hábitat sólo se especificó para cada registro independiente en el momento de observación o captura de especímenes.

Todo el arbolado maduro correspondió a árboles trasmochos, a excepción de pequeñas superficies de robles en Orbelaun e Iturran (P) y de hayas en Elutsaundi (P) y Errekalegor y Garaiko zabalburua (H). En las localidades de Basogain (H) y Guardetxe, Iturran y Orbelaun (P) se realizó un mayor esfuerzo de muestreo con el fin de permitir seguimientos futuros, debido a que su arbolado trasmucho fue posteriormente manipulado con el fin de conservar y mejorar el hábitat para los saproxílicos (Castro *et al.*, 2012; Riaño *et al.*, 2013), con la excepción de Iturran, localidad con alta concentración de robles maduros trasmochos horadados por *C. cerdo* y, por tanto, también considerado idóneo para realizar un muestreo piloto de seguimiento de esta especie y *L. cervus*. Los métodos de muestreo empleados en ambos ERN por localidad se presentan en la Tabla 1 y las coordenadas y fechas se exponen en el Anexo 1 online. Una breve descripción de cada uno de ellos se realiza a continuación:

- Inspección visual: realizada en troncos, madera muerta, cavidades de árboles y ramas al alcance del muestreador en busca tanto de individuos adultos vivos, como

cadáveres y restos de los mismos y de orificios de salida practicados por *C. cerdo*, reconocibles (descripción en Campanaro *et al.*, 2011) y asignables a esta especie al no haberse detectado en Gipuzkoa ninguna otra especie del género *Cerambyx* de tamaño similar (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996). En este último caso, se exploraron robles a partir de 40 cm de diámetro a la altura del pecho, utilizando prismáticos para detectar orificios a la mayor altura posible. Este diámetro límite se estableció buscando incluir en el muestreo un número abaricable de robles en media jornada de muestreo, que aunque bien por debajo de los 64 cm - diámetro mínimo de los robles colonizados conocido hasta entonces (Buse *et al.*, 2007) – se prospectaron por posibles diferentes preferencias de hábitat en el área de estudio. Según resultados de experiencias anteriores (Martínez de Murguía *et al.*, 2007), la inspección visual se muestra como el método más eficaz para detectar la presencia de *C. cerdo*, *L. cervus* y *R. alpina*. Este método se llevó a cabo durante el día, a excepción de dos muestreos llevados a cabo al atardecer y primeros momentos de la noche, que no se volvieron a repetir por no observarse individuos vivos (Anexo 1 online). No se estableció un tiempo límite mínimo de observación por árbol, la duración dependió del esfuerzo de muestreo requerido por cada árbol.

- Muestreo de mantillo de cavidades: se trata de la extracción del mantillo o mezcla de madera descompuesta con tierra de las cavidades de árboles. Se realizó con una pala de jardinero y amontonando el mantillo en una cubeta para su inspección en búsqueda de larvas. Este es el único método con el que se obtuvieron las primeras y únicas citas de *O. eremita* para Gipuzkoa (Martínez de Murguía *et al.*, 2007). Sin embargo, sólo pudo aplicarse en las dos únicas localidades (Tabla 1) en las que se observó hábitat potencial para *O. eremita*, es decir, cavidades con mantillo desarrollado (> 4 L) y no totalmente empapado de agua (Ranius & Nilson, 1997; Chiari *et al.*, 2012).
- Trampas cebo: todas estas trampas consistieron en botellas de plástico de 2 l. cuyo cono superior fue recortado, volteado y así encajado a la entrada como un embudo para permitir la entrada y dificultar la salida de los escarabajos (Vrezec & Kapla, 2007). Las trampas se colocaron distanciados entre sí unos 4-8 m en dos localidades (Tabla 1). Se probaron diferentes cebos: un plátano con corteza ennegrecida observado como atrayente para *L. cervus* (Manuel Méndez y Eneko Salaberria, Sociedad de Ciencias Aranzadi com.pers.), una disolución de jarabe de arce, una disolución de caramelo líquido y dos variantes de disoluciones de zumo de melocotón (Tabla 1). El jarabe de arce se experimentó pretendiendo emular a los exudados de savia, que suelen atraer a *C. cerdo* (Buse *et al.*, 2007), en ocasiones a *L. cervus* (Mamonov, 1991) e incluso, aunque raramente, a *O. eremita* (Ranius *et al.*, 2005). El caramelo líquido se eligió como una posible alternativa más barata al jarabe de arce. Las de melocotón sin alcohol se han utilizado para atraer *Cerambycidae* (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996) y detectan bien la presencia de *Protaetia marmorata* (Fabricius,

1792) (Martínez de Murguía *et al.*, 2007), especie frecuentemente encontrada en el hábitat de *O. eremita* (Ranius *et al.*, 2005). Las de alcohol y sin sal se utilizaron con el fin de incrementar el efecto atrayente, manteniendo el potencial conservante. La localidad de Orbelaun presentó dos robledales maduros separados entre sí unos centenares de metros, uno de robles trasmochos y otro con robles de porte normal. En el robledal trasmucho se colocaron las trampas (mitad de cada tipo) junto a entradas de cavidades y en el otro robledal, al no observarse cavidades, en troncos parcialmente descortezados.

ERN	Localidades	Metodología	Esfuerzo de muestreo	Especies diana
Hernio-Gazume	Todas	Inspección visual	26 localidades	<i>C. cerdo</i> , <i>R. alpina</i> , <i>L. cervus</i>
Pagoeta	Todas		24 localidades	
	Errezabal	Extracción de mantillo de cavidades	6 árboles	<i>O. eremita</i>
	Iturraran	Trampas cebo:	24 (3 de cada cebo por árbol)	<i>L. cervus</i> <i>C. cerdo</i> , <i>L. cervus</i> <i>C. cerdo</i> , <i>L. cervus</i>
		plátano	8 trampas	
		solución de jarabe de arce al 25%	8 trampas	
	Orbelaun	solución de caramelo líquido al 25%	8 trampas	
Trampas cebo:		14 (una por árbol)	<i>O. eremita</i>	
		200 ml zumo de melocotón, 800 ml de agua, 100 g de sal y 100 g de azúcar		7 trampas (4 en zona de trasmochos y 3 en no trasmochos)
		200 ml zumo de melocotón, 600 ml de agua, 200 ml de etanol y 100 g de azúcar		7 trampas (4 en zona de trasmochos y 3 en no trasmochos)
	Extracción de mantillo de cavidades	10 árboles		

Tabla 1.- Métodos de muestreo y localidades en los que se aplicaron para la detección y distribución de especies diana en los ERNs de Hernio-Gazume y Pagoeta. Las fechas de muestreo y las coordenadas de las localidades se presentan en el Anexo 1 (online).

Table 1.- Sampling methods and places where these were carried out for the detection and distribution of target species in the ERNs of Hernio-Gazume and Pagoeta. Sample dates and coordinates of the places are shown in the Appendix 1 (online).

Tratamiento de los datos

Por cada registro se anotó la siguiente información: nombre del ERN, localidad, municipio, fecha, coordenadas UTM a precisión de unidades de metros (datum ETRS89), altitud, número de ejemplares, metodología de muestreo y hábitat. En unos pocos casos la información fue incompleta por 1) incapacidad del dispositivo GPS (Garmin eTrex) de ofrecer coordenadas debido a las bajas señales recibidas (por lo que hubo que estimar las coordenadas con la mayor precisión posible); o, 2) ininteligibilidad de los datos por roturas o manchas en las fichas de campo. Finalmente, para cada ERN se calculó el estimador de la riqueza específica Chao 1 (basado en abundancias) para valorar la completitud de los inventarios empleando el programa Estimates 9 (Colwell, 2013). Con el fin de obtener volúmenes de datos estadísticamente tratables - muestras de al menos 20 individuos – (Gotelli & Colwell, 2011) se sumaron los ejemplares de todos los métodos aplicados por cada ERN.

DISEÑO DE LOS MUESTREOS DE SEGUIMIENTO Y DE TAMAÑOS POBLACIONALES

Área de estudio

Los muestreos de seguimiento tuvieron lugar en las localidades de Artaso (AA) y Ezkalusoro-Txotxeta (A). En la parte de Ezkalusoro de esta última, tuvo lugar un seguimiento basado en el trampeo.

En AA, los seguimientos se realizaron en el hayedo trasmochó de Artaso, de 33.4 ha, localizado entre 690-940 m. de altitud y situado en terrenos del ayuntamiento de Oñati (Fig. 1) y cuya localización precisa se indica en Castro y Fernández (2016).

En A, los seguimientos tuvieron lugar en los bosques de frondosas autóctonas del municipio de Ataun situados en el cordal que une los parajes de Ezkalusoro y Txotxeta (Fig. 3). La parte prospectada del cordal de Ezkaluroso-Txotxeta se situó en un rango de altitudes de 480-820 m, atravesando terrenos ocupados principalmente por hayedos y en menor parte por plantaciones forestales y bosques mixtos. Este terreno se subdividió en cuatro áreas distintas (Fig. 3): 1) hayedo trasmochó de Ezkalusoro; 2) hayedo ralo y de hayas solitarias en cresta de Amiltzu; 3) hayedo joven y sombrío de Marumendi, de porte normal donde se cortaron hayas para realizar apilamientos de madera muerta y solear parcialmente el lugar; y, 4) localidad de Txotxeta, con una parte de hayedo trasmochó ralo y otra en la que se actuó de la misma manera que en Marumendi, pero sobre un hayedo ralo no maduro sobre lapiaz.

El área de muestreo en Ezkalusoro (Fig. 3) abarcó una superficie de unas 4 ha alrededor de la zona en la que se citó *O. eremita* (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) y donde se observó mayor concentración de árboles con cavidades. Aproximadamente, la

mitad correspondió a un hayedo en ladera norte y la otra mitad a un bosque mixto con robles y castaños (*Castanea sativa* Mill.) en ladera sur.

Protocolos de muestreo

Se resumen en la Tabla 2. Los seguimientos centrados en *R. alpina* se realizaron en las localidades de Artaso (AA) y Ezkalusoro-Txoxeta (A), inspeccionando el hábitat disponible, entendido éste como hayas muertas o moribundas con cierto soleamiento y con troncos de más de 25 cm de diámetro (Castro *et al.*, 2012; Castro & Fernández, 2016). Los muestreos se realizaron en días soleados, entre las 12:00 y las 18:00 h., ajustándose lo más posible a los horarios de máxima actividad de la especie y en busca tanto de individuos vivos, como cadáveres y restos. Este método también sirvió para recabar datos de *L. cervus*, basándose sobre todo en la búsqueda de restos encontrados tanto en la madera muerta como en los caminos (Campanaro *et al.* 2011b).

El hayedo trasmocho de Artaso consiste en un bosque continuo, por lo que, el seguimiento de *R. alpina* se realizó en todas las hayas (135 en total $\approx$ 4.6% de todas las hayas) que fueron identificadas como hábitat potencial en el mismo (véase Tabla 2 y más detalles en Castro & Fernández 2016).

Los hayedos presentes en el cordal entre Ezkalusoro-Txotxeta se mostraron discontinuos y fragmentados en rodales o en zonas con hayas aisladas en un paisaje en mosaico con diferentes usos del suelo. Por ello se estableció un transecto de 3.6 km, coincidente en su mayor parte con la red de senderos, en el que se muestreó en 9 ocasiones todo el hábitat disponible para *R. alpina* encontrado a 15 m a cada lado del mismo (Tabla 2).

El seguimiento centrado en *O. eremita*, *L. cervus* y *C. cerdo* se realizó en el bosque trasmocho de Ezkaluroso (Fig. 3) y se llevó a cabo por las mañanas, antes del de *R. alpina*, en las jornadas en las que coincidieron ambos muestreos, para no solapar datos de uno y otro. A pesar de no haberse citado anteriormente en Ezkalusoro, también se aplicaron metodologías de seguimiento de *C. cerdo*, ya que la localidad presentó hábitat disponible para la especie, como grandes robles maduros (Martínez de Murguía *et al.*, 2007). Se utilizaron varios métodos de muestreo (véase también la Tabla 2):

- Trampas de feromonas: situadas frente a cavidades y diseñadas según los modelos de trampa descritos para las trampas con cebo aéreas pero utilizando como atrayente 1.5 ml de feromona macho de *O. eremita* (Larsson *et al.*, 2003) dentro de viales Eppendorf ubicados en la entrada de las trampas.
- Trampas cebo aéreas: diseñadas como las cebo ya descritas, pero colgadas de ramas de árboles (2.5-5 m. altura) y con tres tipos de cebo distintos: medio melocotón con dos ciruelas (éstas conocidas por haber atraído alguna vez a *O. eremita*; Ranius *et al.*, 2005), jengibre para atraer *L. cervus* (Harvey *et al.*, 2011b) y disolución

al 50% de vino y cerveza con trozos de plátano para atraer *C. cerdo* (Campanaro *et al.*, 2011a).

- Trampas cebo de suelo: consistentes en vasos de plástico de 11 cm de diámetro y 14 cm de alto enterrados a ras y cerca de las bases de los árboles y con trozos de jengibre en su fondo, aptas para atraer a *L. cervus* (Harvey *et al.*, 2011b). Se colocaron tejavanas de plástico para evitar su anegamiento por agua.
- Trampas de interceptación de cavidades: vasos de plástico como los anteriores pero sin cebo y enterrados a ras en el interior del mantillo de cavidades. Utilizados para atrapar *O. eremita*, entre otras especies (Ranius & Jansson, 2002; Chiari *et al.*, 2013a).
- Inspección visual: de los troncos y cavidades de todos los árboles con trampas, sin manipulación del hábitat. No se estableció un tiempo límite mínimo de observación por árbol, la duración dependió del esfuerzo de muestreo requerido por cada árbol.
- Muestreo de mantillo de cavidades: ampliando el área de muestreo hasta en unas 18 ha, aproximadamente. No formó parte del plan inicial de seguimiento, pero se consideró necesario realizarlo para corroborar los pobres resultados obtenidos con los métodos anteriores con respecto a muestreos previos (Martínez de Murguía *et al.*, 2007).

En Ezkalusoro, los muestreos de todas las trampas y las inspecciones visuales se realizaron cada dos días, para reducir lo más posible la mortalidad de ejemplares capturados. Los cebos y feromonas se repusieron cada 2 o 4 días, dependiendo de su grado de descomposición o evaporación.

Tratamiento de los datos

En los resultados presentados, la precisión de las localizaciones de los registros (Anexo 2 online) se limitó a enumerar las localidades, ya que éstas compartieron hábitat. En el hayedo de Artaso, salvo pocas excepciones (indicadas en los resultados) todas las citas correspondieron a hayas trasmochas muertas o moribundas.

La cuantificación de los individuos observados se realizó de distintas maneras dependiendo de las metodologías aplicadas. Para el caso de *R. alpina* en ambos ERN, pudo determinarse la identidad de cada individuo fotografiando el patrón de manchas elitrales (Pagola, 2007b), único por ejemplar (Luce, 1996). La identidad de individuos de *L. cervus*, *O. eremita*, *Morimus asper* (Schulzer, 1776), *Prionus coriarius* (Linnaeus, 1758) y *Dorcus parallelipipedus* (Linnaeus, 1758) se realizó en Aralar marcando con números el espacio ventral entre el segundo y tercer par de patas con un rotulador rojo indeleble, excepto la última especie, en la que ambos élitros se marcaron con el número correspondiente al individuo. El resto de especies o fueron de escaso tamaño o voladoras ágiles de difícil captura como para marcarse. Aparte de identificar los

ERN	Localidad	Metodología	Esfuerzo de muestreo	Especies diana	Periodo de actividad	Nº jornadas muestreo
Aralar Año 2011	Ezkalusoro	Trampas:	140 trampas en 30 árboles (25 con cada modalidad de trampa excepto en 10 que no se pudieron instalar las de cavidades)		2-07 a 31-08	31
		Feromonas	25 trampas	<i>O. eremita</i>		
		Cebo aéreas:	75 trampas			
		medio melocotón con dos ciruelas	25 trampas	<i>O. eremita</i>		
		jengibre	25 trampas	<i>L. cervus</i>		
		solución al 50% de vino y cerveza con trozos de plátano	25 trampas	<i>C. cerdo</i>		
		Cebo de suelo con jengibre	25 trampas	<i>L. cervus</i>		
		Cavidades	15 trampas	<i>O. eremita</i>		
		Inspección visual	30 árboles	<i>Todas (restos)</i>		
		Extracción de mantillo de cavidades	8 árboles	<i>O. eremita</i>	15-09	1
Aizkorri-Aratz Año 2010	Ezkalusoro-Txotxeta:	Inspección visual	19 hayas y 12 apilamientos	<i>R. alpina</i> , <i>L. cervus</i>	2-07 a 25-08	9
	Ezkalusoro		10 hayas			
	Amiltzu		5 hayas			
	Marumendi	Inspección visual	6 apilamientos	<i>R. alpina</i> , <i>L. cervus</i>	1-07 a 30-08	8
	Txotxeta		4 hayas y 6 apilamientos			
	Artaso	Inspección visual	135 hayas:	<i>R. alpina</i> , <i>L. cervus</i>	5-07 a 31-08	8
			Mitad 1			
			Mitad 2			

Tabla 2.- Métodos y fechas de muestreo que tuvieron lugar en Aralar y Aizkorri-Aratz para los seguimientos y estimaciones de tamaños poblacionales.

Table 2.- Methods and dates of surveys made in Aralar and Aizkorri-Aratz for the monitoring and population size estimations.

individuos observados, en cada jornada de muestreo se fueron retirando, etiquetando y conservando los restos encontrados. El análisis de estos restos permitió la identificación de individuos adicionales, basándose en estimaciones conservativas. Por ejemplo, 4 élitros sin marcar de tamaños iguales, siendo un par de un lado y otro par de otro, podrían corresponder a hasta cuatro individuos distintos, pero se contaron como dos. En Aizkorri no se realizaron marcajes con rotuladores y aunque con más limitaciones, se realizaron estas estimaciones. Los datos se expresaron tanto en número de individuos totales, como por ha para un esfuerzo de muestreo de 10 jornadas. Además, para el transecto de Ezkalusoro-Txotxeta se calculó el número de ejemplares encontrados por kilómetro ($= N^{\circ}$ ejemplares estimado / longitud del transecto x jornadas de muestro), estimador de abundancia propuesto para seguimientos diurnos de *L. cervus* en busca de restos (Campanaro *et al.*, 2011b). Estos estimadores se tomaron como referencia comparativa a nivel intraespecífico entre los lugares de seguimiento y no como valores absolutos de densidad. Para el bosque de Ezkalusoro sólo se presentaron los datos del total de individuos estimados, por la dificultad interpretativa de los datos procedentes a partir de la combinación de varios métodos de captura. La escasez de recapturas no permitió cumplir con supuestos para estimaciones de tamaños poblacionales más precisos (Sutherland, 2006).

Al igual que en el caso de H y P y procesando los datos de la misma forma, se calculó el estimador Chao 1 para cada lugar de muestreo a fin de valorar la completitud de los inventarios.

Adicionalmente, se presentan los registros de especies encontradas en las áreas de seguimiento, aunque fuera de las fechas de muestreo. Estas citas no se tuvieron en cuenta para la cuantificación de individuos y estimaciones de riqueza específica y fueron tomadas de manera ocasional durante las jornadas de determinación de las áreas de muestreo y de trabajos de toma de datos del arbolado para otros proyectos de investigación.

COMPARACIÓN ENTRE MÉTODOS DE MUESTREO

Finalmente, se exponen los resultados numéricos obtenidos en las tres localidades (Ezkalusoro, Iturran y Orbelaun) en las que se combinaron varios métodos de muestreo, ya que la escasez de datos no permitió un análisis estadístico comparativo.

Resultados

GLOBALES

Se encontraron 27 especies en un total de 267 registros (Anexo 2 online). Diecisiete especies pertenecieron a la familia Cerambycidae y seis y cuatro a Cetoniidae y Lucanidae, respectivamente. Para un mismo lugar de muestreo, los estimadores de riqueza

específica muestran una gran variabilidad, con la excepción de Ezkalusoro-Txotxeta (Tabla S1 online). Trece especies se encuentran categorizadas en listas rojas europeas (Anexo 2 online). A nivel continental 4 aparecen como casi amenazadas y 9 como de preocupación menor. A nivel de la Unión Europea, una especie, *Gnorimus variabilis* (Linnaeus, 1758), se considera vulnerable.

DETECCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES

En P se detectaron *C. cerdo*, *L. cervus* y *R. alpina*, además de un total de siete especies de Cerambycidae, dos de Cetoniidae y dos de Lucanidae. En H se detectaron *L. cervus* y *R. alpina* y tres especies de Cerambycidae, dos de Cetoniidae y dos de Lucanidae. De las cuatro especies diana, *R. alpina* mostró la distribución más amplia, apareciendo en el 21 % de las cuadrículas UTM 1x1 km prospectadas en P y en el 29 % en H, seguida de *Lucanus cervus* con 21 % en P y 12 % en H (aunque en una cuadrícula los registros quedaron fuera pero próximos al ERN), mientras *C. cerdo* se citó en P en el 36 % de las cuadrículas (Fig.2 y Anexos 1 y 2 online). Teniendo en cuenta todas las especies, hubo registros en el 64 % de las cuadrículas en P y en el 59 % en H.

SEGUIMIENTOS Y TAMAÑOS POBLACIONALES

Los muestreos de seguimiento de *R. alpina*, *L. cervus* y especies acompañantes rindieron 16 especies en el hayedo de Artaso y cinco en el bosque de Ezkalusoro-Txotxeta (Tabla 3). Estas cinco especies se registraron en ambas localidades y siempre mostraron mayor densidad en Ezkalusoro-Txotxeta, a excepción de *P. coriarius* (Tabla S1 online). Entre los Cerambycidae, los valores más altos de densidad correspondieron a *M. asper*, *R. alpina* y *P. coriarius* en ambas localidades. Entre los Lucanidae, las mayores densidades las registraron *Sinodendron cylindricum* (Linnaeus, 1758) en Artaso y *D. parallelipedus* en Ezkalusoro-Txotxeta. Todos los Cetoniidae mostraron bajos valores y sólo se observaron en Ezkalusoro-Txotxeta. Las observaciones llevadas a cabo fuera de las fechas de seguimiento añadieron cuatro especies más en Artaso, pero ninguna en Ezkalusoro-Txotxeta (Anexo 2 online).

El seguimiento de *O. eremita*, *C. cerdo* y especies acompañantes en el bosque de Ezkalusoro dio como resultado un individuo observado de la primera especie y ninguno de la segunda, para un total de ocho especies registradas (Tabla 3). *Dorcus parallelipedus*, *M. asper* y *P. coriarius* fueron las especies más abundantes, sumando el 84 % del total de individuos estimados.

Sólo hubo recapturas en Ezkalusoro-Txotxeta y para dos especies: un macho de *M. asper* fue recapturado dos veces en un mismo árbol (haya) entre el 6 y 12 de julio y un individuo de *D. parallelipedus* observado el 3 y 5 de agosto sobre el mismo roble. Hubo otro caso de recaptura dudosa. Se trató de uno o dos individuos de

Taxa	Localidad	Nº total de individuos estimado	Nº individuos x ha ⁻¹ x 10 jornadas de muestreo ⁻¹	Nº individuos x km ⁻¹ x jornada ⁻¹
CERAMBYCIDAE				
<i>Leipopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	1	0.02	-
<i>Leptura aurulenta</i> (Fabricius, 1792)	Artaso	7	0.13	-
<i>Melanoleptura scutellata</i> (Fabricius, 1781)	Artaso	4	0.07	-
<i>Morimus asper</i> (Sulzer, 1776)	Artaso	49	0.92	-
	Ezkalusoro-Txotxeta	24	2.47	0.74
<i>Necydalis ulmi</i> (Chevrolat, 1838)	Artaso	1	0.02	-
<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	40	0.75	-
	Ezkalusoro-Txotxeta	2	0.21	0.06
<i>Rhagium bifasciatum</i> (Fabricius, 1775)	Artaso	1	0.02	-
<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	52	0.97	-
	Ezkalusoro-Txotxeta	17	1.75	0.52
<i>Rutpela maculata</i> (Poda, 1761)	Artaso	7	0.13	-
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	1	0.02	-
CETONIIDAE				
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	2	0.04	-
<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	1	0.02	-
<i>Oxythrea funesta</i> (Poda, 1761)	Artaso	1	0.02	-
LUCANIDAE				
<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	16	0.30	-
	Ezkalusoro-Txotxeta	14	1.44	0.43
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	3	0.06	-
	Ezkalusoro-Txotxeta	3	0.31	0.09
<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus, 1758)	Artaso	26	0.49	-

Tabla 3.- Especies encontradas y números de individuos estimados en los transectos de seguimiento realizados en las localidades de Artaso (Aizkorri-Aratz) y Ezkalusoro-Txotxeta (Aralar).

Table 3.- Species found and numbers of individuals estimated in the monitoring transects carried out in the localities of Artaso (Aizkorri-Aratz) and Ezkaluroso-Txotxeta (Aralar).

Necydalis ulmi (Chevrolat, 1848) registrado/s en la misma trampa de interceptación en una cavidad de haya el 6 y 26 de julio (no fue posible marcarlos por la delgadez de sus cuerpos, pero por comparación de fotos y tamaño se asumió que era el mismo individuo). El muestreo final de septiembre en el mantillo de las cavidades aportó dos

individuos de *Cetonia aurata* (Linnaeus, 1758) en el interior de cápsulas pupales en distintas cavidades. No se encontraron más cavidades accesibles que las ya muestradas con trampas de interceptación y, de ellas, sólo ocho pudieron muestrearse por presentar mantillo suelto (sin raíces) y ausencia de empapado total por agua de lluvia.

COMPARACIÓN ENTRE MÉTODOS DE CAPTURA

Ezkalusoro (A) e Iturraran y Orbelaun (P) fueron las tres localidades en las que se combinaron varios métodos de muestreo. En general, la inspección visual fue el método que más especies registró, sobre todo de las diana, a excepción de *O. eremita*, que se encontró en Ezkalusoro mediante trampas de feromonas (Tabla 4). Sin embargo, la inspección visual no bastó para detectar todas las especies observadas en una localidad. Por último, no se registraron capturas en las trampas cebadas con disoluciones de jara-be de arce, caramelo y melocotón sin alcohol y tampoco en las aéreas de jengibre.

Taxa	D	F	IC	JS	MC	VC	Vivos estimados	Total estimados
CERAMBYCIDAE								
<i>Morimus asper</i> (Sulzer, 1776)	8 (10)	-	-	-	-	-	8 (10)	8
<i>Necydalis ulmi</i> (Chevrolat, 1838)	-	-	1(2)	-	-	-	1 (2)	1
<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus, 1758)	4	-	-	4	-	-	8 (8)	8
<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	-	1 (1)	3
CETONIIDAE								
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	0 (0)	1
<i>Osmoderma eremita</i> (Scopoli, 1763)	-	1	-	-	-	-	1 (1)	1
LUCANIDAE								
<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus, 1758)	16 (17)	2	6	4	18	1	47 (48)	51
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)	2	-	-	-	1	-	3 (3)	3

Tabla 4.- Observaciones realizadas con cada metodología durante el seguimiento en el bosque tras-mocho de Ezkalusoro (Aralar): individuos vivos estimados, eventos de observaciones de individuos vivos (entre paréntesis) y número total de individuos estimados al añadir los restos recolectados. Abre-viaturas: D – inspección visual, F – trampas de feromonas para *O. eremita*, IC – trampas de intercep-tación en cavidad, JS -trampas de interceptación de suelo cebadas con jengibre, MC- trampas aéreas cebadas con melocotón y ciruelas y VC- trampas aéreas cebadas con vino, cerveza y plátano.

Table 4.- Observations made by means of each sampling method during monitoring in the pollard forest of Ezkalusoro (Aralar): live individuals estimated, events of observations of live individuals (in brackets), and total number of individuals estimated. Abbreviations: D – visual searching, F – phero-mone traps for *O. eremita*, IC – pitfall traps in cavities, JS – ground pitfall traps baited with ginger, MC – aerial traps baited with peach and plum, and VC - aerial traps baited with wine, beer and banana.

Discusión

DETECCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES

Se confirman las presencias de *C. cerdo* y *L. cervus* en P, cuyas citas anteriores se remontan a 1992 (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996) y 1966 (Ugarte *et al.*, 2003), respectivamente. *Lucanus cervus* se cita por vez primera en H, mientras que *R. alpina* se citó por primera vez en ambos ERN en el contexto del presente trabajo (Castro *et al.*, 2012).

La falta de registros de *C. cerdo* en H y de *O. eremita* en ambos ERN evidencian, muy probablemente, su ausencia. Respecto a *C. cerdo*, existe una cita cercana a los límites de H procedente de Errezil y datada de 1966 (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996). La escasez de quercíneas (Tabla 5), árboles nutricios preferidos por este coleóptero en la región perteneciente al área de estudio (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996), podría limitar la presencia de la especie en H. A este respecto, no es de extrañar que sea en P donde se acumulen más registros de *C. cerdo* (Tabla 5). Al tratarse del ERN de menor altitud y por consiguiente con mayor proporción de superficie en el dominio potencial del robledal-bosque mixto (Loidi *et al.*, 2011) es probable que se haya favorecido la permanencia de más masas con robles maduros. En el caso de *O. eremita*, en H no se muestreó el mantillo de cavidades de árboles porque simplemente no se observó este tipo de hábitat. El paraje de Errezabal y alrededores (P), que por su lejanía y dificultad de acceso sólo pudo muestrearse de forma incompleta, presenta árboles adecuados para *O. eremita* y merecería por tanto, una prospección más profunda.

Conjuntando los datos del presente trabajo con la literatura disponible en Gipuzkoa, se observa que, entre las especies diana, son precisamente *C. cerdo* y *O. eremita* las que presentan las distribuciones más reducidas en los ERN de Gipuzkoa (Tabla 5). Sus requerimientos de hábitat parecen ser más exigentes, pues, aparte de lo ya comentado en el párrafo anterior, precisan de la presencia de árboles de gran diámetro. Así, *C. cerdo* muy rara vez coloniza robles (*Q. robur*) de diámetros menores a 50-60 cm (Oleksa & Klejdysz, 2017; Redolfi de Zan *et al.*, 2017), prefiriendo aquellos por encima de los 100 cm (Albert *et al.*, 2012). En Gipuzkoa, las dos únicas masas con presencia significativa de robles de más de 100 cm diámetro están fuera de los ERN, al contrario de lo que sucede con las hayas del mismo tamaño, que tienen representación en los cinco ERN prospectados (Alberdi *et al.*, 2012). Sin embargo en quercíneas en Andalucía (*Q. ilex*, *Q. suber* y *Q. faginea*) las especies del género *Cerambyx* pueden colonizar árboles de diámetros menores a 40 cm (Duque-Lazo & Navarro-Cerrillo, 2017). Estas diferencias podrían deberse tanto a las distintas especies de árboles como de elenco de escarabajos – en Andalucía se incluyeron conjuntamente en el análisis los datos de tres especies de Cerambycidae - muestreados así como de otros factores y la posible interacción entre ellos: clima, uso histórico del arbolado, etc. En cuanto a *O. eremita*, las cavidades que habita comienzan a generarse, en general,

en árboles con diámetros superiores a 57 cm, situándose las mayores tasas de colonización por encima de los 111 cm en robles (Ranius & Nilsson, 1997) y 140 cm en otras frondosas (Oleksa *et al.*, 2007). En Gipuzkoa, los únicos registros con datos de tipología de árbol citan ambas especies en árboles trasmochos (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) todo ello, a pesar de que en lugares como P existan varios parajes con robles no trasmochos de diámetros entre 50-80 cm en localizaciones soleadas, favorables a ambas especies (Ranius & Nilsson, 1997; Buse *et al.*, 2007; Dubois *et al.*, 2009; Ranius *et al.*, 2011; Albert *et al.*, 2012), como Orbelaun e Iturraran. Tal concentración en el arbolado trasmucho, incluso en árboles con diámetros menores a los óptimos puede deberse a distintas razones: en el caso de *O. eremita* a que los árboles históricamente sometidos al trasmucho comienzan a generar cavidades a partir de 30 cm de diámetro (Dubois *et al.*, 2009). En el caso de *C. cerdo*, las sucesivas podas del trasmucho reducirían antes la vitalidad del árbol, haciéndolo más susceptible a su colonización por el cerambícido, que parece preferir los robles enfermos o debilitados (Buse *et al.*, 2007).

ERN	Altitud (m)		Superficie (Ha)		Nº cuadrículas UTM 1 X 1km				Nº E
	Rango	Promedio	H	QM	<i>R. alpina</i>	<i>L. cervus</i>	<i>C. cerdo</i>	<i>O. eremita</i>	
Aralar	170-1400	793	2997	630	16	12	1	1	35
Aizkorri-Aratz	280-1540	816	6198	241	10	7	0	0	26
Aiako Harria	10-830	325	629	534	5	5	1	0	39
Pagoeta	50-710	271	92	124	3	3	5	0	19
Hernio-Gazume	160-1070	613	823	54	5	1	0	0	9
TOTAL	10-1540	675	10739	1583	39	28	7	1	63

Tabla 5.- ERN de Gipuzkoa en los que se han estudiado Cerambycidae, Cetoniidae y Lucanidae: Altitudes y superficies ocupadas por hayedos (H) y robledales-bosques mixtos (QM) (<http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/r49-natura/es>) y número de cuadrículas UTM con citas de las especies diana y número total de especies (Nº E) registradas (Ugarte *et al.*, 2003; Martínez de Murguía *et al.*, 2007; Pagola, 2009, 2016; Castro *et al.*, 2012, presente trabajo y referencias de la Tabla 3).

Table 5.- ERNs in Gipuzkoa in which Cerambycidae, Cetoniidae and Lucanidae have been studied: altitudes, areas occupied by beech (H) and oak-mixed (QM) forests (<http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/r49-natura/es>) and the number of UTM squares with records of target species and total number of species (Nº E) recorded (Ugarte *et al.*, 2003; Martinez de Murguía *et al.*, 2007; Pagola, 2009, 2016; Castro *et al.*, 2012, this contribution and references showed in Table 3).

En cambio, *R. alpina* y *L. cervus* son las especies mejor distribuidas en los ERN (Tabla 5) y la extensión que ocupan se relaciona con la superficie de masas forestales fustales (diámetros a la altura del pecho > 20 cm) con predominio de hayas y de quercíneas,

respectivamente. Y es que a pesar de presentar cierto carácter polífago (Cizek *et al.*, 2009; Harvey *et al.*, 2011a), en la región del área de estudio *R. alpina* y *L. cervus* muestran preferencias por hayas la primera (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996; Castro *et al.*, 2012) y quercíneas la segunda (Bahillo & López-Colón, 1997). Aunque los troncos con diámetros que sobrepasan ligeramente los 20 cm no son el hábitat idóneo para ambas especies, se ha observado que pueden desarrollarse en ellos (Harvey *et al.*, 2011a; Castro *et al.*, 2012). Además, las mayores frecuencias de colonización de *R. alpina* se han obtenido en hayas por encima de los 50 cm de diámetro (Castro *et al.*, 2012), un valor bastante por debajo de los ya señalados para *O. eremita* y *C. cerdo*.

En cuanto al resto de las especies, seis especies se citan por vez primera para P y siete para H (Tabla S2 online). La falta de registros anteriores de especies tan comunes (Bahillo *et al.*, 1992; Bahillo & López-Colón, 1997) como *C. aurata* y *D. parallelipipedus* manifiesta el desconocimiento que existía sobre saproxílicos en ambos espacios. Además, los dos ERN presentan el menor número de especies registradas entre los cinco prospectados en Gipuzkoa (Tabla 5). Este hecho puede deberse tanto a una menor extensión de bosques fustales, como a la intensidad de muestreo aplicada en cada ERN. A (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) y AH (Pagola, 2011) se muestrearon mediante varios métodos de muestreo y durante varios años. En AA se combinaron varios métodos de muestreo en un año (Martínez de Murguía *et al.*, 2007). Los objetivos en estos tres últimos ERN se focalizaron más en inventariar la diversidad de saproxílicos, marcándose aún más las diferencias con respecto a P y H, lugares en los que además es posible que se haya encontrado una fracción de las especies presentes, a tenor de los resultados de los estimadores de riqueza (Tabla S1 online). Por último, cabe destacar que en P se registró *G. variabilis* en los bosques trasmochos de Orbelaun y Errezabal, especie catalogada como vulnerable a nivel de la Unión Europea (Nieto *et al.*, 2010) y de España (Micó, 2011). La especie fue citada del Alto de Bidania en 1992 (Bahillo *et al.*, 1992), zona próxima a los límites de H. Sin embargo, debido a la ya comentada escasez de árboles con cavidades, no se espera que se encuentre en este ERN. También se ha registrado en otras dos localidades de A (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) y dos de AH (Pagola *et al.*, 2007a).

SEGUIMIENTOS Y TAMAÑOS POBLACIONALES

En el bosque de Ezkalusoro, el tamaño poblacional de *O. eremita* se presenta muy bajo con respecto a otros bosques europeos, en los que el número de individuos recogidos en trampas de feromonas oscila de decenas (Chiari *et al.*, 2013a; Zauli *et al.*, 2014; Maurizi *et al.*, 2017) a cientos (Larsson & Svensson, 2011). Además, se evidencia una disminución de su tamaño poblacional con respecto a los años 2003 y 2006 (Martínez de Murguía *et al.*, 2007). En 2003 se encontraron 6 larvas y en 2006 se identificaron 2 larvas, siempre en el mismo árbol (un haya). Las de 2006 procedieron de una captura de cinco larvas de un total de 30 larvas y cuatro capullos encontrados en

el mantillo de la cavidad del árbol. Los capullos y 25 larvas se devolvieron, sin determinar, a su hábitat para alterar lo mínimo posible a las poblaciones (datos de la Sociedad de Ciencias Aranzadi, no pub.). En 2011, aparte de no encontrarse ningún ejemplar de *O. eremita* en las cavidades, se observó que el mantillo de la cavidad en la que se había citado la especie, al contrario que el anterior, estaba totalmente empapado con agua, sin presentar tampoco larvas de otras especies.

Estos resultados van parejos a una disminución de especies de Cetoniidae observadas. En Ezkalusoro se habían llegado a citar seis especies (Martínez de Murguía *et al.*, 2007), frente a las dos citadas en 2011. En el último año, destaca la falta de observaciones de *Gnorimus nobilis* (Linnaeus, 1758), *G. variabilis* y *P. marmorata*, especies presentes en listas rojas (Nieto & Alexander, 2010). Esta situación parece deberse a la pérdida de hábitat disponible, pues si entre 2003-2006 estas especies aparecieron en cuatro cavidades para un total de 27 colonizadas por alguna otra (Martínez de Murguía *et al.*, 2007), en 2011 los resultados han sido ninguna cavidad con alguna de las tres especies mencionadas y dos con alguna otra especie. La desaparición de esta calidad de cavidades no parece ir asociada a la de otros hábitats para saproxílicos, ya que la riqueza específica conjunta de Cerambycidae y Lucanidae fue de cuatro especies en 2003-2006 (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) y de seis en 2011. *Lucanus cervus* permanece en Ezkalusoro, al haberse encontrado dos individuos en 2003, uno en 2006 (Martínez de Murguía *et al.*, 2007) y tres en 2011. Al contrario que en Ezkalusoro, se considera que las poblaciones de *G. variabilis* se encuentran en buen estado en el ERN de Aiko Harria (Pagola, 2007a; Micó, 2011).

Por encontrarse en su comienzo, los seguimientos de Artaso y Ezkalusoro-Txotxeta no permiten comparaciones con años anteriores pero los resultados aportan pistas sobre el estado de las poblaciones con respecto a otras regiones de Europa. Así, los tamaños poblacionales estimados para *R. alpina* están por debajo de los valores entre 2.9-7.2 individuos ha⁻¹ observados en Europa Central (Drag *et al.*, 2011; Castro & Fernández, 2016) y más cercanos a los 0.1-1,3 individuos ha⁻¹ de Aiako Harria (Pagola, 2011). En el caso de *L. cervus* y para Ezkalusoro-Txotxeta, el número de individuos por km. y jornada de muestreo (Tabla S1 online) está claramente, por debajo de los 1.43, 0.84 y 0.57 obtenidos en carreteras y pistas forestales en Asturias (España: Laó & Laó, 1995), Mantua (Italia; Campanaro *et al.*, 2011b) y Suffolk (Inglaterra: Harvey *et al.*, 2011b), respectivamente. Probablemente, en senderos como el de Ezkalusoro-Txotxeta se espere una menor mortalidad de individuos al no existir el tráfico rodado. En cualquier caso, los resultados comparativos se mantienen al no tener en cuenta los restos y cadáveres, ya que en Ezkalusoro-Txotxeta no se observaron individuos vivos y en el resto de lugares sí. En Artaso no se realizó un transecto, impidiendo, por tanto, el cálculo de este estimador. Sin embargo, se esperarían valores menores a los de las regiones mencionadas por presentar menores densidades a las de Ezkalusoro-Txotxeta (Tabla 3).

Entre otras especies, sólo se han encontrado seguimientos similares para *M. asper*. Para esta especie, los números de individuos han sido también bastante menores a los 118 observados en la Reserva Natural de Bosco Fontana (norte de Italia) obtenidos en sólo cinco días de muestreo en 29 apilamientos de troncos de quercíneas y carpes durante mayo (Chiari *et al.*, 2013b) y a los 1360 avistamientos realizados en el mismo lugar en 30 apilamientos en 17 jornadas de muestreo desde finales de marzo a mediados de julio (Hardersen *et al.*, 2017). Todo ello, teniendo además en cuenta que agosto, junto a mayo, es el mes de máxima actividad de adultos en la zona del área de estudio (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996).

Los bajos efectivos poblacionales pueden deberse al proceso de ensombrecimiento de los bosques muestreados, condición que afecta negativamente a *R. alpina* (Russo *et al.*, 2010; Castro & Fernández, 2016), *L. cervus* (Harvey *et al.*, 2011a), a la diversidad en general, de saproxílicos en climas templados (Vodka *et al.*, 2009; Bouget *et al.*, 2014; Parmein & Bouget, 2017) y también a *C. cerdo* (Buse *et al.*, 2007; Albert *et al.*, 2012), lo que explicaría la ausencia de esta especie en Ezkalusoro. Las condiciones predominantes de penumbra podrían agravar incluso más la situación de *O. eremita*, que también suele colonizar más frecuentemente zonas de arbolado ralo (Ranius & Nilsson, 1997; Dubois *et al.*, 2009; Ranius *et al.*, 2011), si bien en ciertas partes del sur de Europa este factor no parece tener un efecto relevante (Chiari *et al.*, 2012).

COMPARACIÓN ENTRE MÉTODOS DE MUESTREO

Con la excepción de *O. eremita*, que sólo se recolectó en Ezkalusoro mediante trampas de feromonas, para la detección y seguimiento de las especies diana, la inspección visual en busca de adultos, restos y orificios (*C. cerdo*) se confirmó como el método más eficiente, en concordancia con otros trabajos (Martínez de Murguía *et al.*, 2007, Chiari *et al.*, 2014a). Aunque la búsqueda visual al anochecer se considera el método más eficaz para detectar un mayor número de individuos de *L. cervus* (Campanaro *et al.*, 2016; Bardiani *et al.* 2017), no resulta práctica en los ERN guipuzcoanos, pues la mayoría de las zonas de interés de seguimiento se suelen encontrar en parajes aislados y las autoridades gestoras además, con el fin de rentabilizar recursos, solicitan simultanear los muestreos con los de otras especies, creándose numerosas dificultades logísticas.

Para *O. eremita*, las trampas de feromonas se presentan como el mejor método por su capacidad de detección de poblaciones con bajos efectivos y en declive como ya se ha discutido en el apartado anterior. Además no alteran el hábitat, al contrario de lo que podría suceder al extraer el mantillo de las cavidades (Chiari *et al.*, 2014b). Las trampas de interceptación en el interior de cavidades se han considerado como método ventajoso respecto a las de feromonas en algunas investigaciones (Chiari *et al.*, 2013) pero no en otras (Zauli *et al.*, 2014). De todas maneras, pierden su

practicidad cuando las cavidades disponibles o al alcance del muestreador escasean y al parecer su efectividad cuando las cavidades no son muy grandes (Maurizi *et al.*, 2017), como ocurre actualmente en el bosque de Ezkalusoro.

En cambio, de acuerdo con Chiari *et al.* (2014a), ningún tipo de trampa o cebo mostró resultados más eficaces respecto a otro/as ni respecto a las inspecciones visuales para detectar *L. cervus*, en línea a lo encontrado por Katušić *et al.* (2017). Incluso en Ezkalusoro, las 50 trampas de jengibre - el cebo teóricamente más prometedor (Harvey *et al.*, 2011b) - y las 25 de vino y cerveza con plátano - que también atraen a la especie (Bardiani *et al.*, 2017b) - no fueron capaces de capturar ningún ejemplar. Las trampas con jarabe de arce también mostraron resultados nulos, reforzando la hipótesis de que sólo en poblaciones muy numerosas de *L. cervus* se puede detectar la especie mediante este cebo (Fremlin & Hendriks, 2011). Elevar la altura de la colocación de las trampas a unos 10-20 m debería mejorar su eficiencia (Bardiani *et al.*, 2017b), con la contrapartida de un mayor esfuerzo temporal requerido en su colocación y muestreo.

Respecto a *C. cerdo* y al contrario que lo encontrado por otros autores (Redolfi de Zan *et al.*, 2017) la inspección visual en busca de orificios y restos fue el método más efectivo para detectar a la especie. Quizás se deba al hecho de que los autores ignoraban, durante los muestreos del año 2010 en P, la recomendación del cebo vino-cerveza-plátano como buen atrayente, que se publicó al año siguiente (Campanaro *et al.*, 2011a). Incluso desde entonces se han desarrollado otros cebos, ya comerciales (Núñez *et al.*, 2016), o basados en disoluciones vino tinto con blanco y azúcar (Redolfi de Zan *et al.*, 2017) que convendría comparar para valorar la rentabilidad de resultados y económica de cada una de ellas, dada la dificultad de encontrar sustancias atrayentes para esta especie (Sánchez-Osorio *et al.*, 2016).

A pesar del menor número de especies totales detectadas en las trampas con respecto a la inspección visual, los datos muestran que el trampeo supone un método complementario que suma nuevas especies, aumentando su utilidad a este respecto si no se desea emplear métodos que pueden alterar el hábitat, como la extracción del mantillo de cavidades. Ciertas especies parecen sentirse más atraídas por ciertos cebos. Así, aunque se conoce que *D. parallelipedus* responde bien a los cebos de jarabe de arce (Fremlin & Hendriks, 2011), parece preferir el plátano, pues teniendo ambos a elegir, sólo se ha capturado en las trampas cebadas con este último. Para esta misma especie, la combinación de melocotón y ciruelas también se presenta como un atrayente útil que puede ser empleado para estudios de seguimiento y detección, en ventaja frente a la mezcla de vino, cerveza y plátano, probada como efectiva en Bosco Fontana (Italia; Bardiani *et al.*, 2017b). Finalmente, las trampas de interceptación de suelo podrían ser útiles para estudios centrados en *P. coriarius*, por lo que convendría investigar el papel del jengibre en la atracción de esta especie.

IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Los estimadores de tamaños poblacionales muestran bajos valores para las cuatro especies diana, con una situación más desfavorable de distribución de *O. eremita* y *C. cerdo*, por lo que el presente apartado se centrará en estas dos especies primero, tratando el resto después.

Además de su confinamiento a una sola localidad, otro problema que padece *O. eremita* y otras especies que comparten el mismo hábitat es el hecho de cómo en un periodo de cinco años (2006-2011), un “punto caliente” de diversidad, como el bosque de Ezkalusoro (Martínez de Murguía *et al.*, 2007), puede sufrir una reducción drástica de oquedades no encharcadas y subsecuentemente, de las poblaciones de saproxílicos asociadas a las mismas. Este dato pone de manifiesto la necesidad de seguimientos periódicos para evaluar el estado de las poblaciones y de los hábitats. En espera de la puesta en marcha de otras posibles actuaciones, como medida rápida y de transición se podrían instalar cajas nido para saproxílicos (Jansson *et al.*, 2009; Carlsson *et al.*, 2016), para paliar temporalmente el efecto de esta pérdida de hábitat. En esta situación, se recomienda comprobar la existencia de parcelas con presencia de 10 o más árboles gruesos con cavidades (Ranius, 2002b) adecuadas para *O. eremita* en zonas no prospectadas de Gipuzkoa, para comprobar su presencia en las mismas. En caso negativo y en acuerdo a los criterios IUCN (2012), *O. eremita* se encontraría en la categoría de en Peligro Crítico de Extinción en Gipuzkoa.

Respecto a *C. cerdo*, su problemática consiste en la escasa representatividad de parcelas con robles gruesos en los ERN guipuzcoanos. Para evaluar mejor las perspectivas futuras de la especie, habría que confirmar si los robles trasmochos menores a 100 cm de diámetro representan un hábitat adecuado, tal y como sugieren los datos obtenidos. En caso contrario convendría comprobar si la especie está presente en enclaves que presentan concentraciones de robles de tamaño superior y que están fuera de los ERN (Alberdi *et al.*, 2012). De ser así, debería pensarse en dotar con alguna figura de protección a tales parcelas.

Un problema común que parece responsable de los bajos efectivos poblacionales de las especies de saproxílicos es el ensombrecimiento de las masas de árboles viejos por el crecimiento de árboles jóvenes tras el abandono de las prácticas silvopastorales tradicionales (Riaño *et al.*, 2013). Mantener los pastos arbolados sin contrapartidas económicas es costoso, por lo que no parece que ésta sea una medida que se generalice en el futuro mucho más allá de las podas realizadas a los trasmochos interrumpidos, que favorecen la insolación de los árboles (Riaño *et al.*, 2013). Por tanto, es probable que la generación de madera muerta y microhábitats como cavidades en árboles de gran tamaño se deba predominantemente a dinámicas de apertura de claros en bosques cerrados, provocados por procesos naturales como vientos fuertes, tormentas, enfermedades, etc. En este escenario, los corredores ecológicos entre ERN cumplen

un importante papel, incluyendo árboles presentes en jardines, parques urbanos, a los lados de las carreteras, etc. que pueden alojar a especies amenazadas (Stokland *et al.*, 2012). Prospeccionar los enclaves con hábitat adecuados, confirmar la presencia de las especies en los mismos y mapearlos es necesario para diseñar redes de corredores ecológicos (Mason & Zapponi, 2015). Los primeros pasos, consistentes en la búsqueda de hábitat potencial, se han realizado para *R. alpina* (Fernández *et al.*, 2013), aunque sin confirmar la presencia de la especie en los mismos.

Conclusiones

Con el conocimiento actual disponible para los ERN de Gipuzkoa, los datos de distribución de las especies diana indican que las medidas de conservación y gestión deberían dar prioridad a *O. eremita*, seguida de *C. cerdo* y después *R. alpina* y *L. cervus*. Dado que la población y el hábitat de *O. eremita* están además disminuyendo, su situación en Gipuzkoa se evalúa como en Peligro de Extinción. Sin embargo, todas merecen atención debido a sus bajos tamaños poblacionales estimados. Para seguimientos futuros y detecciones en nuevos ERNs, las trampas de feromonas se presentan como el método idóneo para *O. eremita* y la inspección visual para las otras tres especies, aunque combinada con trampas cebadas para el caso de *C. cerdo*, *L. cervus* y especies acompañantes.

Tablas adicionales y anexos disponibles en

Additional tables and appendix are available at

http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/2017_008.pdf

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto LIFE+ NAT/E/000075 "Manejo y conservación de los hábitat de *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otras especies de saproxílicos de interés comunitario en Gipuzkoa" liderado por la Diputación Foral de Gipuzkoa y con la participación de IKT (actualmente Hazi), Itsasmendikoi, Basoa Fundazioa, Gobierno Vasco y la Sociedad de Ciencias Aranzadi. El trabajo realizado en Aizkorri-Aratz fue en parte también posible gracias a una ayuda de la Dirección de Biodiversidad del Gobierno Vasco. El guarda forestal de Pagoeta, Antxon Gómez colaboró en la localización de lugares de muestreo. Samuel Álvarez, Maialen Arrieta, Alazne Casis, Ainara Flores, Jon Ander Galarraga, Joana García, y Lorena Uriarte asistieron en algunas labores de campo.

Bibliografía

Aguirresarobe, M., Alzugarai, I., Ayerbe, P., Oyarbide, A., Uranga, F., Zabalegui, I. 2001. Entomofauna (Insecta) del Parque Natural de Aiako Harria (Gipuzkoa): resultados provisionales (1). *Heteropterus* 1: 49-54.

Alberdi, I., Hernández, L., Saura, S., Barrera, M., Gil, P., Condés, S., Cantero, A., Sandoval, V.J., Vallejo, R., Cañellas, I. 2012. *Estimación de la biodiversidad forestal en el Tercer Inventario Forestal Nacional*. Gobierno Vasco y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. País Vasco/Euskadi.

Albert, J., Platek, M., Cizek, L. 2012. Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *Eur. J. Entomol.* 109: 553-559.

Aragón, A. 2001. El bosque guipuzcoano en la Edad Moderna: aprovechamiento, ordenamiento legal y conflictividad. *Munibe, Suplemento* 14: 1-285.

Aragón, A. 2009a. Una longeva técnica forestal: los trasmochos o desmochos guiados en Guipúzcoa durante la Edad Moderna. En: *Espacio, Tiempo y Forma, Serie IV, Historia Moderna* 22 : 73-105. UNED.

Aragón, A. 2009b. Los robles trasmochos guiados o ipinabarros: una apuesta sostenible de futuro para una técnica forestal olvidada. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 30: 137-142.

Bahillo, P., Alkorta, J., Santamaría, Y., García, M^a.S. 1992. Contribución al conocimiento de los Scarabaeoidea no coprófagos del País Vasco y áreas limítrofes. 1^a nota: fam. Cetoniidae (Col., Polyphaga, Scarabaeoidea). *Est. Mus. Cienc. Nat. Álava* 7: 127-146.

Bahillo, P., Iturrondobeitia, J.C. 1996. Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) del País Vasco. *Cuad. Invest. Biol.* 19: 1-244.

Bahillo, P., López-Colón, J.I. 1997. Contribución al conocimiento de los Scarabaeoidea del País Vasco (Coleoptera: Phytophaga). 5^a nota: fam. Lucanidae. *Est. Mus. Cienc. Nat. Álava* 12: 155-166.

Bardiani, M., Chiari, S., Maurizi, E., Tini, M., Toni, I., Zauli, A., Campanaro, A., Carpaneto, G.M., Audisio, P. 2017a. Guidelines for the monitoring of *Lucanus cervus*. In: G.M. Carpaneto, P. Audisio, M.A. Bologna, P.F. Roversi, F. Mason F. (Ed). Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 37-78.

Bardiani, M., Tini, M., Carpaneto, G.M., Audisio, P., Bussola, E., Campanaro, A., Cini, A., Maurizi, E., Mason, F., Sabbatini-Peverieri, G., Roversi, P.F., Toni, H., Chiari, S. 2017b. Effects of trap baits and height on stag beetle and flower chafer monitoring: ecological and conservation implications. *J. Insect Conserv.* 21: 157-168.

Bense, U. 1995. *Longhorn beetles. Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe*. Malgraf Verlag. Nördlingen, Germany.

Bouget, C., Larrieu, L., Brin, A. 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecol. Indic.* 36: 656-664.

Buse, J., Schröder, B., Assmann, T. 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle – A case study for saproxylic insect conservation. *Biol. Conserv.* 137: 372-381.

Buse, J., Ranius, T., Assman, T. 2008. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as ecosystem engineer. *Conserv. Biol.* 22 (2): 329-337.

Buse, J., Verdugo, A., Bartolozzi, L., Mendez, M., Galante, E. 2016. *Cerambyx cerdo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T4166A43965534. (Consultado el 12/7/2017).

Calvo, F., Ayerbe, P., Zabalegui, I. 2004. Primeras citas de cerambídeos para la provincia de Gipuzkoa (Comunidad Autónoma Vasca) (Coleoptera: Cerambycidae). *Heteropterus* 4: 59-67.

Campanaro, A., Bardiani, M., Spada, L., Carnevali, L., Montalto, F., Antonini, G., Mason, F., Audisio, P. (Ed.). 2011a. *Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica*. Quaderni Conservazione Habitat, 6. Cierre Grafica. Verona.

Campanaro, A., Toni, I., Hardersen, S., Grasso, D. A. 2011b. Monitoring of *Lucanus cervus* by means of remains of predation (Coleoptera: Lucanidae). *Entomol. Gen.* 33(1/2): 79-89.

Campanaro, A., Zapponi, L., Hardersen, S., Méndez, M., Al Fulaij, N., Audisio, P., Bardiani, M., Carpaneto, G.M., Corezzola, S., Della Rocca, F., Harvey, D., Hawes, C., Kadej, M., Karg, J., Rink, M., Smolis, A., Sprecher, E., Thomaes, A., Toni, I., Vrezec, A., Zauli, A., Zilioli, M., Chiari, S. 2016. A European monitoring protocol for the stag beetle, a saproxylic flagship species. *Insect Conserv. Diver.* doi: 10.1111/icad.12194.

Campanaro, A., Redolfi de Zan, L., Hardersen, S., Antonini, G., Chiari, S., Cini, A., Mancini, E., Mosconi, F., de Gasperi, S. R., Solano, E., Bologna, M. A., Peverieri, G. S. 2017. Guidelines for the monitoring of *Rosalia alpina*. In: G.M. Carpanet, P. Audisio, M.A. Bologna, P. F. Roversi, F. Mason F. (Ed). Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conserv.* 20: 165-203.

Carlsson, S., Bergman, K.O., Jansson, N., Ranius, T., Milberg, P. 2016. Boxing for biodiversity: evaluation of an artificially created decaying wood habitat. *Biodivers. Conserv.* 25: 393-405.

Caro, T.M. 2010. *Conservation by Proxy. Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species*. Island Press. Washington, USA.

Castro, A., Fernández, J. 2016. Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. *J. Insect Conserv.* 20 (2): 201-214.

Castro, A., Martínez de Murguía, L., Fernández, J., Casis, A., Molino-Olmedo, F. 2012. Size and quality of wood used by *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in beech woodlands in Gipuzkoa (northern Spain). *Munibe, cienc. nat.* 60: 77-100.

Chiari, S., Carpaneto, G.M., Zauli, A., Marini, L., Audisio, P., Ranius, T. 2012. Habitat of an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Écoscience* 19(4): 299-307.

Chiari, S., Bardiani, M., Zauli, A., Hardersen, S., Mason, F., Spada, L., Campanaro, A. 2013b. Monitoring of the saproxylic beetle *Morimus asper* (Sulzer, 1776) (Coleoptera: Cerambycidae) with freshly cut log piles. *J. Insect Conserv.* 17: 1255-1265.

Chiari, S., Zauli, A., Mazziota, A., Luiselli, L., Audisio, P., Carpaneto, G.M. 2013a. Surveying and endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands: a comparison between different capture methods. *J. Insect Conserv.* 17(1): 171-181.

Chiari, S., Zauli, A., Audisio, P., Campanaro, A., Donzelli, P.F., Romiti, F., Svensson, G.P., Tini, M., Carpaneto, G.M. 2014a. Monitoring presence, abundance and survival probability of the stag beetle, *Lucanus cervus*, using visual and odour-based capture methods: implications for conservation. *J. Insect Conserv.* 18(1): 99-109.

Chiari, S., Zauli, A., Audisio, P., Carpaneto, G. 2014b. Interactions between larvae of the threatened saproxylic beetle *Osmoderma eremita* and other flower chafers in Mediterranean woodlands: implications for conservation. *Insect Conserv. Divers.* 7(5): 462-469.

Cizek, L., Schlaghamerský, J., Božek, J., Hauck, D., Helešic, J. 2009. Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. *Entomol. Fennica* 20(3): 200-206.

Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Manual de usuario y aplicación. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Consejo de Europa. 1979. *Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y el medio natural en Europa*. Documento 104. Estrasburgo, Francia.

Consejo de Europa. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L 206: 7-50.

Drag, L., Hauck, D., Pokluda, P., Zimmermann, K., Cizek, L. 2011. Demography and Dispersal Ability of a Threatened Saproxylic Beetle: A Mark-Recapture Study of the Rosalia Longicorn (*Rosalia alpina*). *PloS ONE* 6 (6): e21345. doi: 10.1371/Journal.pone.0021345.

Drag, L., Hauck, D., Bérces, S., Michalciewicz, J., Jelaska, L.S., Aurenhammer, S., Cizek, L. 2015. Genetic differentiation of populations of the threatened saproxylic beetle Rosalia longicorn, *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Central and South-east Europe. *Biol. J. Linn. Soc.* 116 (4): 911-925.

Dubois, G.F., Vignon, V., Delettre, Y., Rantier, Y., Vernon, P., Burel, F. 2009. Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. *Landscape Urban. Plann.* 91: 152-159.

Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R.M. 2017. What to save, the host or the pest? The spatial distribution of xylophage insects within the Mediterranean oak woodlands of Southwestern Spain. *For. Ecol. Man.* 392: 90-104.

Fernández, J. M^a, Sesma, J., Moreno, E., Cantero, A., Riaño, P., de Francisco, M., Mugarza, V., Mondragón, I. 2013. Modelización e incremento de la conectividad para el coleóptero saproxílico *Rosalia alpina* en Gipuzkoa. En: 6^o Congreso Forestal Español. Montes, Servicios y Desarrollo Rural, Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed.). Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria-Gasteiz, Spain, 10–14 Junio. Disponible en: <http://seforestales.org/publicaciones/index.php/congresos/article/viewFile/11083/10982>.

Fremlin, M., Hendricks, P. 2011. Sugaring for stag beetles – different feeding strategies of *Lucanus cervus* and *Dorcus parallelipipedus*. *AES Bull.* 70: 57-67.

González-Peña, C.F., Vives, E., Zuzarte, J.S. 2007. *Nuevo catálogo de los Cerambycidae (Coleoptera) de la Península Ibérica, islas Baleares e islas Atlánticas: Canarias, Açores y Madeira*. Monografías SEA 12. Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. In: *Frontiers in measuring biodiversity*. A. E. Magurran and B. J. McGill (Ed.): 39-54. Oxford University Press. New York.

Gunnar-Jonsson, B., Siitonen, J. 2012. Dead wood and sustainable forest management. En: *Biodiversity in Dead Wood*. J. N. Stokland, J. Siitonen B. Gunnar-Jonsson (Ed): 302-337. Cambridge University Press. Cambridge

Hardersen, S., Cuccurullo, A., Bardiani, M., Bologna, M.A., Maura, M., Maurizi, E., Roversi, P.F., Sabbatini-Peverieri, G., Chiari, S. 2017. Monitoring the saproxylic longhorn beetle *Morimus asper*: investigating season, time of the day, dead wood characteristics and odour traps. *J. Insect Conserv.* 21: 231-242.

Harvey, D.J., Gange, A.C., Hawes, C.J., Rink, M. 2011a. Bionomics and distribution of the stag beetle, *Lucanus cervus* (L.) across Europe. *Insect Conserv. Divers.* 4: 23-38. doi: 10.1007/s10841-017-9970-6.

Harvey, D.J., Hawes, C.J., Gange, A.C., Finch, P., Chesmore, D., Farr, I. 2011b. Development of non-invasive monitoring methods for larvae and adults of the stag beetle, *Lucanus cervus*. *Insect Conserv. Divers.* 4: 4-14.

Ihobe. 2011. *Primera evaluación del estado de conservación de los hábitat de bosque de interés comunitario en el País Vasco*. Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco. Bilbao.

IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

Jansson, N., Ranius, T., Larsson, A., Milberg, P. 2009. Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. *Biodivers. Conserv.* 18(14): 3891-3908.

Katušić, L., Jelaska, S.D., Jelaska, L.Š. 2017. Monitoring of saproxylic beetles in Croatia: following the path of the stag beetle. In: A. Campanaro, S. Hardersen, G. Sabbatini Peverieri, G. Maria Carpaneto, G. (Eds). Monitoring of saproxylic beetles and other insects protected in the European Union. Title. *Nature Conservation* 19: 39–56.

Lachat, T., Eckert, K., Duelli, P., Wermelinger, B. 2013. Population trends of *Rosalia alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround? *J. Insect Conserv.* 17(4): 653-662.

Laó, C.M., Laó, D.J. 1993. Análisis de la mortalidad de ciervos volantes (*Lucanus cervus*) en carreteras asturianas. *Bol. Cienc. Nat.* 43: 15-25.

Larsson, M.C., Svensson, G. 2011. Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxyllic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. *J. Insect. Conserv.* 15: 891-902.

Larsson, M. C., Hedin, J., Svensson, G. P., Tolasch, T., Francke, W. 2003. Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *J. Chem. Ecol.* 29(3): 575-587.

Lindhe, A., Jeppsson, T., Ehmström, B. 2010. Longhorn beetles in Sweden – changes in distribution and abundance over the last two hundred years. *Ent. Tidskr.* 131(4): 241-512.

Loidi, J., Biurrun, I., Campos, J.A., García-Mijangos, I., Herrera, M. 2011. *La vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Leyenda del mapa de series de vegetación a escala 1:50.000. Universidad del País Vasco (edición electrónica). Disponible en: <https://web-argitalpena.adm.ehu.es/pdf/UWLGIB7314.pdf>.

Luce, J.M. 1996. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In: *Background information on invertebrates of the Habitats directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera*. Council Europe. P.J. Van Helsdingen, P.J., Willemse, L., Speight, M.C.D. (Ed): 70-73. *Nature and Environment* 79.

Magrama. 2013. *Cuarto Inventario Forestal Nacional. Comunidad Autónoma del País Vasco/Euskadi*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. Disponible en: http://www.nasdap.ejgv.euskadi.eus/r50-774/es/contenidos/informacion/inventario_forestal_2011/es_agripes/inventario_forestal_2011.html

Mamonov, G. 1991. The great european stag beetle – its past and its future. *AES Bull.* 50: 157-163.

Martínez de Murguía, L., Castro, A., Molino-Olmedo, F. 2007. Artrópodos saproxílicos forestales en los parques naturales de Aralar y Aizkorri (Guipúzcoa, España) (Araneae y Coleoptera). *Bol. SEA* 41: 237-250.

Mason, F., Zapponi, L. 2015. The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxyllic conservation. *iForest* 9(2): 205-216.

Maurizi, E., Campanaro, A., Chiari, S., Maura, M., Mosconi, F., Sabatelli, S., Zauli, A., Audisio, P., Carpaneto, G.M. 2017. Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. In: G.M. Carpaneto, P. Audisio, M.A. Bologna, P.F. Roversi, F. Mason (Eds). *Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. Nature Conservation* 20: 79-128.

Micó, M. 2011. *Gnorimus variabilis* (Linnaeus, 1758). Pp: 210-214. En: J.R. Verdú, C. Numa, E. Galante. *Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables)*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino. Madrid.

Micó, E., Galante, E. 2002. *Atlas fotográfico de los escarabeidos florícolas ibero-baleares*. Argania editio, S.C.P. Barcelona.

Müller, G. 1950. *I coleotteri della Venezia Giulia, Vol. II Coleoptera Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae, Bruchidae)*. Centro Sperimentale Agrario e Forestale Trieste, pubblicazione n. 4 (1949–1953). La Editoriale Libreria. Trieste, Italy.

Müller, J., Wende, B., Strobl, C., Eugster, M., Gallenberger, I., Floren, A., Steffan-Dewenter, I., Linsenmair, K.E., Weisser, W.W., Gossner, M.M., 2015. Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities. *J. Appl. Ecol.* 52: 753-762.

Nieto, A., Alexander, K.N.A. 2010. *European Red List of Saproxylic Beetles*. Luxembourg: Publication Office of the European Union.

Nieto, A., Mannerkoski, I., Putschkov, A., Tykarski, P., Mason, F., Dodelin, B., Tezcan, S. 2010. *Osmoderma eremita*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. e.T15632A105873655. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T15632A105873655.en>. (Consultado el 12/07/2016).

Núñez, L., Closa, S., González, E., Lencina, J.L., Gallego, D. 2016. Metodología para la determinación de niveles de infestación por *Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1758), desarrollo de técnicas de captura y estudio de fauna saproxílica acompañante en los encinares de Mallorca. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 43: 401-408.

Oleksa, A., Klejdysz T. 2017. Could the vulnerable great Capricorn beetle benefit from the introduction of the non-native red oak? *J. Insect Conserv.* Available at: <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9778-y>

Oleksa, A., Ulrich, W., Gawro ski, R. 2007. Host tree preferences of hermit beetles (*Osmoderma eremita* Scop., Coleoptera: Scarabeidae) in a network of rural avenues in Poland. *P. J. Ecol.* 55 (2): 315-323.

Pagola, S. 2007a. *Detección de las especies de invertebrados de interés comunitario, determinación del estado de sus poblaciones y medidas para su conservación en el LIC Aiako Harria. Campaña 2006*. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2007b. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria). Campaña 2007*. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2008. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria). Campaña 2008*. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2009. *Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria). Campaña 2009*. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2010. *Seguimiento de la población de Rosalia alpina en el hayedo de trasmochos de Oieleku (LIC de Aiako Harria). (Acción E.7. del Proyecto LIFE+ "Manejo y conservación de los hábitats de Osmoderma eremita, Rosalia alpina y otros saproxílicos de interés comunitario en Gipuzkoa")*. Campaña 2010. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2011. *Seguimiento de la población de Rosalia alpina en el hayedo de trasmochos de Oieleku (LIC de Aiako Harria). (Acción E.7. del Proyecto LIFE+ "Manejo y conservación de los hábitats de Osmoderma eremita, Rosalia alpina y otros saproxílicos de interés comunitario en Gipuzkoa")*. Campaña 2011. Departamento de Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa, Donostia-San Sebastián.

Pagola, S. 2016. Dos interesantes Cerambycidae (Coleoptera) en los Montes Vascos. *Heteropterus* 16(2): 191-194.

Pagola, S., Zabalegui, I., Recalde, I., San Martín, A.F., Bahillo, P., Petitpierre, E. 2007. Algunos coleópteros interesantes (Insecta: Coleoptera) del Parque Natural de Aiako Harria (Gipuzkoa, norte de la Península Ibérica). *Heteropterus* 7(1): 77-90.

Parmain, G., Bouget, C. 2017. Large solitary oaks as keystone structures for saproxylic beetles in European agricultural landscapes. *Insect. Conserv. Diver.* doi: 10.1111/icad.12234.

Ranius, T. 2002a. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodivers. Conserv.* 11: 931-941.

Ranius, T. 2002b. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol. Conserv.* 113 (1): 85-91.

Ranius, T., Aguado, O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G. M., Chobot, K., Gjurasin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, F., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N. B., Paill, W., Pirnat, A., Rizun, V., Ruicanescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwalko, P., Tamutis, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Versteit, V., Vignon, V., Vögeli, M., Zach, P. 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Anim. Biodiv. Conser.* 28 (1): 1-44.

Ranius, T., Jansson, N. 2002. A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodivers. Conserv.* 11: 1759-1771.

Ranius, T., Nilsson S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *J. Insect Conser.* 1: 193-204.

Ranius, T., Johansson, V., Fahrig, L. 2011. Predicting spatial occurrence of beetles and pseudoscorpions in hollow oaks in southeastern Sweden. *Biodivers. Conserv.* 20: 2027-2040.

Redolfi De Zan, L., Bardiani, M., Antonini, G., Campanaro, A., Chiari, S., Mancini, E., Maura, M., Sabatelli, S., Solano, E., Zauli, A., Peverieri, G.S., Roversi, P.F. 2017. Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. In: *Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe*. G.M. Carpaneto, P. Audisio, M.A., Bologna, P.F. Roversi, F. Mason (Ed). *Nature Conservation* 20: 129-164.

Riaño, P., Mugarza, V., Mondragón, I., Portu, I., de Francisco, M., Cantero, A. 2013. Proyecto LIFE Biodiversidad y Trasmochos. Manejo y conservación de los hábitats de *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otros saproxílicos de interés comunitario en Gipuzkoa. En: 6_ Congreso Forestal Español. Montes, Servicios y Desarrollo Rural, Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed.). Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria-Gasteiz, Spain. 10–14 Junio. Disponible en: <http://www.congresoforestal.es/actas/doc/6CFE/6CFE01-128.pdf>. Acceso 21/4/2015.

Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A.P. 2010. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *J. Insect Conserv.* doi: 10.1007/s10841-010-9366-3.

Sánchez-Osorio, I., López-Pantoja, G., Paramio, A.M., Lencina, J.L., Gallego, D., Domínguez, L., 2016. Field attraction of *Cerambyx welensii* to fermentation odors and host monoterpenes. *J. Pest Sci.* 89: 59–68.

Sláma, M.E.F. 1998. Tesa íkovití - Cerambycidae eské republiky a Slovenské republiky. [Long-horn Beetles – Cerambycidae of the Czech Republic and Slovak Republic.]. By the author, Krhanice (en checo).

Stokland, J.N., Siitonen, J., Gunnar-Jonsson, B. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Sutherland, W.J. (Ed.). 2006. *Ecological Census Techniques. Second Edition*. Cambridge University Press, UK.

Svensson, G.P., Larsson, M.C., Hedin, J. 2004. Attraction of the larval predator *Elatér ferrugineus* to the sex pheromone of its prey, *Osmoderma eremita*, and its implications for conservation biology. *J. Chem. Ecol.* 30 (2): 353–363.

Ugarte, I., Pagola, S. 2012. Nueva contribución al conocimiento faunístico de los cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de la Comunidad Autónoma Vasca. *Heteropterus* 12 (1): 153–155.

Ugarte, I., Pagola, S., Zabalegui, I. 2003. *Estado actual (distribución, biología y conservación) en la Comunidad Autónoma del País Vasco de cuatro coleópteros (Insecta: Coleoptera) incluidos en la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) de la Comunidad Económica Europea*. Informe Técnico de Amalur y Heteropterus para el Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.

Vodka, S., Konvicka, M., Cizek, L. 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *J. Insect Conserv.* 13: 553–562.

Vrezec, A., Kapla, A. 2007. Quantitative beetle (Coleoptera) sampling in Slovenia: a reference study. *Acta entomol. Slov.* 15 (2): 131–160. (En esloveno).

Vrezec, A., Ambroži, Š., Kapla, A. 2012. An overview of sampling methods tests for monitoring schemes of saproxyllic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. In: *Saproxyllic beetles in Europe: monitoring, biology, and conservation*. M. Jurc (Ed.): 73–90. Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica. Ljubljana.

Zauli, A., Chiari, S., Hedenström, E., Svensson, G.P., Carpaneto, G.M. 2014. Using odour traps for population monitoring and dispersal analysis of the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus* in central Italy. *J. Insect Conserv.* 18: 801-813.



Fecha de recepción/ Date of reception: 05/09/2017

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 21/02/2018

Editor Asociado / Associate editor: Iván de la Hera