

# USO HISTÓRICO DEL BOSQUE AUTÓCTONO Y POBLACIONES, DIVERSIDAD Y DISPONIBILIDAD DE HÁBITAT DE COLEÓPTEROS SAPROXÍLICOS AMENAZADOS EN EL LIC DE ARTIKUTZA



«Beca de investigación para aumentar el conocimiento y la valoración de la biodiversidad del Lugar de Importancia Comunitario de Artikutza» concedida por el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián.

Informe final. Noviembre de 2016.

Juan Alberto Castro Gil  
D.N.I. 44.145.765-W  
Dr. en Ciencias Biológicas  
Dep. Entomología  
Sociedad de Ciencias Aranzadi

## RESUMEN

*Limoniscus violaceus*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Rosalia alpina* y *Osmoderma eremita* son especies legalmente protegidas, indicadoras de biodiversidad de saproxílicos y de importancia ecológica en los procesos de descomposición de la madera muerta. La presente investigación parte del desconocimiento de estas especies en el ZEC de Artikutza. Además, el diagnóstico de sus poblaciones y de la diversidad de la fauna saproxílica acompañante resulta necesario para orientar la gestión de los bosques del ZEC. Por consiguiente, se ha realizado un muestreo encaminado a detectar estas especies y otras acompañantes de valor bioindicador. El diagnóstico ha incluido el estado del hábitat. Para ello, se ha realizado una cuantificación del hábitat disponible y un análisis de la evolución histórica de los cuatro diferentes tipos de bosque autóctono predominantes en Artikutza, los cuales reflejan diferentes usos forestales: robledales bravos y trasmochos y hayedos bravos y trasmochos.

Referente a la evolución del hábitat, la compaginación de pastoreo, carboneo y extracción de madera desde el siglo XVIII crea un paisaje de pastos arbolados de jaros y trasmochos. La actividad humana favorece a los robles trasmochos en detrimento del haya. Entre los trasmochos, los robles trasmochos se implantan en el siglo XVIII y las hayas además durante el XIX. Este paisaje se prolonga hasta el año 1919, momento en el que Ayuntamiento de San Sebastián adquiere Artikutza y promueve el cese de las explotaciones. Desde entonces el hayedo, como vegetación potencial dominante del territorio, comienza a regenerarse, en terrenos en parte ocupados por robles trasmochos, que son talados. Este proceso da lugar a los actuales hayedos bravos. Los robledales jaros se abandonan, sus troncos crecen y en ellos se regenera el robledal, dando lugar a los actuales robledales bravos. Las masas de trasmochos, entre las que se entremezclaban robles y hayas, se ensombrecen por el crecimiento de árboles bravos bajo ellos y según el predominio de una especie u otra, dan lugar a los actuales robledales y hayedos trasmochos.

En la actualidad, los cuatro tipos de bosques se caracterizan por sus diferencias en cuanto a disponibilidad de hábitat para saproxílicos. Los bosques bravos se sitúan al nivel de bosques explotados con criterios conservacionistas, mostrando importantes volúmenes de madera muerta caída y troncos muertos en pie de diámetros finos (< 30 cm), aptos para una importante diversidad de saproxílicos pero no para las especies más exigentes. Los bosques de trasmochos presentan tanto cantidades como calidades altas de disponibilidad de hábitat, cercanas a bosques naturales maduros y destacando por sus altas densidades en árboles vivos de gran diámetro (> 50 cm), troncos muertos gruesos (> 30 cm) y como elemento más importante, presencia de árboles con cavidades. El arbolado trasmucho oferta hábitat apto para las especies más exigentes y por ello los muestreos de saproxílicos se han centrado en el mismo.

Los resultados confirman la presencia de *L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita*. *C. cerdo* ya no habita en Artikutza, pero lo hizo en el pasado. Tampoco se ha encontrado ninguna evidencia de *L. violaceus*. Otra especie, *Gnorimus variabilis*, que aparece catalogada como vulnerable a nivel estatal y de la Unión Europea y habita en las cavidades de árboles, es común en Artikutza. No se observan diferencias ni de número ni de composición de especies entre hayedos y robledales trasmochos. Los registros de las especies indican que los individuos seleccionan árboles y no bosques. Aunque los datos de las especies protegidas y vulnerables no han sido suficientes para realizar análisis estadísticos, sí evidencian preferencias por la especie de árbol: *R. alpina* ha sido encontrada exclusivamente en hayas y la mayoría de individuos vivos de *L. cervus* y *G. variabilis* se han encontrado en robles. Los escasos registros de *O. eremita* no permiten una valoración al respecto.

*L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita* presentan poblaciones de distribución amplia pero con muy bajas abundancias. Seguramente, ello se debe a que la disponibilidad de árboles colonizables es alta (excepto para *O. eremita*) y bien distribuída, aunque embebida en un bosque sombrío interrumpido infrecuentemente por claros pequeños, prácticamente sólo abiertos por muertes naturales de los árboles. Si el escenario actual de gestión del ZEC no cambia, las perspectivas para *R. alpina* son buenas, debido a la expansión del hayedo y del rápido crecimiento del haya. Para *L. cervus* tampoco resulta desfavorable, aunque podrían disminuir sus poblaciones por la regresión del robledal trasmucho. Para *O. eremita* existe riesgo de extinción en Artikutza si los actuales trasmochos con cavidades desaparecen sin que lleguen a solaparse con unas cuantas generaciones de bravos gruesos con cavidades que, a día de hoy, aún no se han generado en el ZEC. Este riesgo se extiende a otras especies cavícolas.

Por tanto, la conservación de la fauna saproxílica de mayor interés requiere de una gestión que asegure la continuidad de árboles gruesos con cavidades, primando al roble entre ellos. Se establecen tres grupos de medidas a adoptar: 1) de implantación inmediata, como proteger y liberar de competencia de coníferas exóticas a los trasmochos, así como reservar grandes robles americanos como reservorio de transición para la fauna saproxílica; 2) recabar información sobre las tasas de pérdidas de trasmochos y de generación de cavidades en árboles bravos y 3) utilizar esta información para decidir si es oportuno tomar medidas adicionales como crear hábitat artificial en los robles americanos, colocar cajas nido para saproxílicos, o alargar la vida en pie de los trasmochos mediante podas.

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>5</b>
1.1. <b>Justificación: compromisos de conservación en el marco legal europeo</b> .....	<b>5</b>
1.2. <b>Importancia de las especies diana y fauna acompañante</b> .....	<b>7</b>
1.3. <b>Hipótesis: influencia del uso histórico del bosque autóctono sobre los coleópteros saproxílicos</b> .....	<b>8</b>
1.4. <b>Objetivos y resultados esperados</b> .....	<b>9</b>
<b>2. METODOLOGÍA</b> .....	<b>10</b>
2.1. <b>Área de estudio</b> .....	<b>10</b>
2.2. <b>Diseño de muestreo</b> .....	<b>10</b>
2.2.1. <u>Selección de zonas de muestreo de saproxílicos</u> .....	<b>10</b>
2.2.2. <u>Parcelas para la estimación de disponibilidad de hábitat</u> .....	<b>13</b>
2.2.3. <u>Historia forestal</u> .....	<b>16</b>
2.2.4. <u>Muestreo de saproxílicos</u> .....	<b>16</b>
2.3. <b>Análisis de los datos</b> .....	<b>21</b>
2.3.1. <u>Georreferenciación de las especies</u> .....	<b>21</b>
2.3.2. <u>Disponibilidad de hábitat</u> .....	<b>21</b>
2.3.3. <u>Evolución histórica del arbolado</u> .....	<b>21</b>
2.3.4. <u>Análisis poblacionales de las especies diana</u> .....	<b>22</b>
2.3.5. <u>Diversidad</u> .....	<b>22</b>
<b>3. RESULTADOS</b> .....	<b>24</b>
3.1. <b>Disponibilidad de hábitat</b> .....	<b>24</b>
3.2. <b>Historia forestal</b> .....	<b>30</b>
3.2.1. <u>Historia de los principales usos históricos del territorio</u> .....	<b>30</b>
3.2.2. <u>Evolución del paisaje forestal</u> .....	<b>33</b>
3.2.3. <u>Evolución histórica y estructura actual de las parcelas de muestreo</u> .....	<b>41</b>
3.3. <b>Tamaños poblacionales</b> .....	<b>44</b>
3.3.1. <u><i>Limoniscus violaceus</i></u> .....	<b>44</b>
3.3.2. <u><i>Cerambyx cerdo</i></u> .....	<b>44</b>
3.3.3. <u><i>Lucanus cervus</i></u> .....	<b>45</b>
3.3.4. <u><i>Rosalia alpina</i></u> .....	<b>47</b>
3.3.5. <u><i>Osmoderma eremita</i></u> .....	<b>50</b>
3.4. <b>Diversidad de saproxílicos</b> .....	<b>52</b>
<b>4. DISCUSIÓN</b> .....	<b>56</b>
4.1. <b>Hábitat</b> .....	<b>56</b>
4.1.1. <u>Historia y edad de los bosques investigados</u> .....	<b>56</b>
4.1.2. <u>Diagnóstico y perspectivas</u> .....	<b>57</b>
4.1.3. <u>Protocolo de seguimiento</u> .....	<b>60</b>
4.2. <b><i>Limoniscus violaceus</i></b> .....	<b>61</b>
4.3. <b><i>Cerambyx cerdo</i></b> .....	<b>61</b>
4.4. <b><i>Lucanus cervus</i></b> .....	<b>61</b>
4.4.1. <u>Diagnóstico y perspectivas</u> .....	<b>61</b>
4.4.2. <u>Protocolo de seguimiento</u> .....	<b>62</b>
4.5. <b><i>Rosalia alpina</i></b> .....	<b>63</b>
4.5.1. <u>Diagnóstico y perspectivas</u> .....	<b>63</b>
4.5.2. <u>Protocolo de seguimiento</u> .....	<b>63</b>

<b>4.6. <i>Osmoderma eremita</i></b> .....	<b>64</b>
4.6.1. Diagnóstico y perspectivas .....	64
4.6.2. Protocolo de seguimiento .....	64
<b>4.7. Diversidad de saproxílicos</b> .....	<b>65</b>
4.7.1. Diagnóstico y perspectivas .....	65
4.7.2. Protocolo de seguimiento .....	66
<b>5. CONCLUSIONES</b> .....	<b>67</b>
<b>6. SUGERENCIAS DE MEDIDAS DE GESTIÓN</b> .....	<b>69</b>
<b>7. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>71</b>
<b>8. DOCUMENTACIÓN HISTÓRICA</b> .....	<b>81</b>
<b>9. ANEXOS</b> .....	<b>83</b>
<b>Anexo 1.</b> Localización de árboles con trampas en las campañas de muestreo de <i>L. violaceus</i> , <i>L. cervus</i> y <i>C. cerdo</i> .....	<b>83</b>
<b>Anexo 2.</b> Localización de árboles con trampas en la campaña de muestreo de <i>O. eremita</i> .....	<b>84</b>
<b>Anexo 3.</b> Densidades de árboles por categorías de vitalidad .....	<b>85</b>
<b>Anexo 4.</b> Densidades de troncos muertos .....	<b>86</b>
<b>Anexo 5.</b> Volúmenes de madera muerta caída .....	<b>87</b>
<b>Anexo 6.</b> Densidades de árboles con cavidades .....	<b>88</b>
<b>Anexo 7.</b> Densidades de plantitas, brinzales y pies multifurcados y con callosidades .....	<b>89</b>
<b>Anexo 8.</b> Densidades de árboles por clases diametrales .....	<b>90</b>
<b>Anexo 9.</b> Registros de <i>Lucanus cervus</i> .....	<b>93</b>
<b>Anexo 10.</b> Registros de <i>Rosalia alpina</i> .....	<b>94</b>
<b>Anexo 11.</b> Individuos contabilizados de cada especie por Itinerario y hábitat .....	<b>96</b>
<b>Anexo 12.</b> Individuos contabilizados de cada especie por especie de árbol .....	<b>97</b>

**ANEXO DIGITAL (en Cd-rom).**

## **1. INTRODUCCIÓN**

### **1.1. Justificación: compromisos de conservación en el marco legal europeo**

De acuerdo a la Directiva 92/43/CEE, el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián, como propietario de la Zona de Especial Conservación (desde ahora ZEC) de Artikutza y junto a otras entidades competentes, debe proteger, mejorar y asegurar la permanencia de los hábitats y la biodiversidad asociados a los mismos y existentes en el mencionado enclave, en el marco de una gestión sostenible.

Los coleópteros saproxílicos, con especial atención a cinco especies protegidas por la legislación europea (Tabla 1, Figura 1), conforman uno de los elementos de reconocido valor del ZEC. Por tanto, el Proyecto del Plan de Gestión de Artikutza destaca la necesidad obtener datos sobre presencia, distribución y efectivos poblacionales de las especies, así como de elaborar protocolos para su seguimiento, en consonancia con los dictados de los artículos 11 y 17 de la Directiva de Hábitats Europea. Esta situación es extrapolable a regiones más amplias, debido a que aún falta información básica de las cinco especies en ámbito peninsular, no sólo en cuanto a sus tendencias poblacionales a niveles espacial y temporal, sino también en cuanto a su distribución geográfica (Méndez, 2012; Micó et al., 2012; Sánchez & Recalde, 2012; Viñolas & Vives, 2012ab). Además, la Directiva de Hábitats Europea subraya el deber de informar cada seis años sobre los estados poblacionales de las especies legalmente protegidas. Para ello, resulta necesario elaborar protocolos particulares de seguimiento (Campanaro et al., 2010; Vrezec et al., 2012).

El presente trabajo, becado por el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián (Boletín Oficial de Gipuzkoa de 11 de Noviembre de 2015), se realiza para cubrir las lagunas de conocimiento anteriormente expuestas.



**Figura 1.** Especies diana del presente trabajo. De izquierda a derecha y de arriba abajo: *Limoniscus violaceus*, *Cerambyx cerdo*, *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y *Lucanus cervus*. Todas las fotografías corresponden al autor, excepto la de *L. violaceus* (autor: Lamiot, [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Limoniscus\\_violaceus.jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Limoniscus_violaceus.jpg)).

**Tabla 1.** Asignaciones de protección legal y de categorías y criterios de amenaza para cada una de las especies. Los datos de la Lista Roja Mundial están tomados del World Conservation Monitoring Centre (1996a,b), Méndez et al. (2010) y Nieto et al. (2010). A escala europea se han tomado de Nieto & Alexander (2010). A nivel español se ha consultado Blas (2006a,b) y Verdú & Galante (2006). \* - especie prioritaria. Nota: recientemente Buse et al. (2016) han asignado la categoría de Preocupación menor a *C. cerdo* a nivel europeo.

Especie	Convenio de Berna (Anexos)	Directiva de Hábitats (Anexos)	Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Categorías)	Lista Roja Mundial IUCN (Categoría / Criterio)	Lista Roja Europea IUCN (Categoría/ Criterio)	Lista Roja Española IUCN
<i>Limoniscus violaceus</i> (P.W.J. Müller, 1821)	-	II	Vulnerable	En peligro	En peligro	Vulnerable
<i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, 1758	II	II/IV	-	Vulnerable	Casi amenazada	Preocupación menor
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)	III	II	-	-	Casi amenazada	Preocupación menor
<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)	II	II*/IV	-	Vulnerable	Preocupación menor	Preocupación menor
<i>Osmoderma eremita</i> Scopoli, 1763	II	II*/IV	Vulnerable	Casi Amenazada	Casi amenazada	Vulnerable

## 1.2. Importancia de las especies diana y fauna acompañante

*Limoniscus violaceus*, *Cerambyx cerdo*, *Lucanus cervus*, *Rosalia alpina* y *Osmoderma eremita* se consideran especies modelo, indicadoras, paraguas y bandera (Speight, 1989; Muller et al., 2005; Ducasse & Brustel, 2008; Méndez, 2012; Sánchez & Recalde, 2012). Modelo porque sirven como referencias para estudiar los problemas de conservación de otros saproxílicos. Indicadoras y paraguas porque en su conjunto abarcan desde estados iniciales a finales de decaimiento de la madera (Dajoz, 2007), por lo que las medidas para su protección sirven también a otras muchas especies. Corroborando esta condición de paraguas, se ha encontrado que los árboles con *C. cerdo* y *O. eremita* contienen más especies saproxílicas (Ranius, 2002a; Buse et al., 2008; Chiari et al., 2014a). Además, *L. violaceus* también suele ir acompañado de un gran número de especies saproxílicas (Gouix & Brustel, 2011). Finalmente bandera, porque al ser de gran tamaño y vistosas son fácilmente reconocibles por el público en general y por tanto útiles para la concienciación sobre la conservación de la biodiversidad forestal y del papel de los árboles viejos y la madera muerta en su mantenimiento. Los muestreos de estas especies suelen sacar a la luz la presencia de otras de gran interés por su rareza o grado de amenaza (Vignon & Orabi, 2003; Martínez de Murguía et al., 2007; Ducasse & Brustel, 2008; Gouix & Brustel, 2011). Finalmente, las cinco especies seleccionadas cumplen con una función muy importante en la descomposición, translocación y circulación de los nutrientes presentes en la madera muerta (Dajoz, 2007; Stokland et al., 2012). Por ejemplo, los que consumen madera más reciente, como *C. cerdo* y *R. alpina* contribuyen a favorecer la presencia de cavidades rellenas de serrín en el interior de los árboles que son aprovechadas por otras especies como *O. eremita* y *L. violaceus* (Murria et al., 2004; Buse et al., 2008). A su vez, estas dos especies contribuyen a incrementar el tamaño y la nitrogenación del humus de las cavidades, permitiendo la coexistencia de una alta diversidad de invertebrados (Jönsson et al., 2004). Por último, *L. cervus* incorpora nutrientes al humus del suelo y de la base de los árboles al procesar la madera muy descompuesta (Dajoz, 1974, 2007).

La presencia de *C. cerdo*, *L. cervus* y *R. alpina* es esperable en Artikutza debido a que ya han sido citadas en áreas muy cercanas, como es el caso de Aiako Harria (Pagola 2007a, 2011) y en zonas del norte de Navarra (Recalde & San Martín, 2003; Méndez, 2012; Viñolas & Vives, 2012ab). También es probable la existencia de *O. eremita*, ya que existen citas relativamente cercanas del bosque de Sare en Francia (Van Meer, 1999) y del Valle del Bidasoa y el Señorío de Bertiz (San Martín et al., 2001; Recalde & San Martín, 2003), un enclave protegido con una estructura e historia forestal similares a la de Artikutza. Finalmente, *L. violaceus* sólo se conoce de cinco países europeos y de ocho localidades peninsulares (Micó et al., 2010ab; Sánchez & Recalde, 2012; Pérez-Moreno et al., 2012), dos de las cuales se sitúan en Navarra, concretamente en el Valle de Goñi y en la Sierra de Andia (Recalde & Sánchez Ruiz, 2002). La superficie del bosque de Artikutza que ofrece las principales leñosas nutricias para todas estas especies ocupa el 77,84% de la superficie de la finca (Dorronsoro et al., 2015), como hayas para *R. alpina* (Nieto & Alexander, 2010; Castro et al., 2012a), árboles del género *Quercus* para *C. cerdo* y *L. cervus* (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996; Martínez de Murguía et al., 2007) y éstas y otras especies de frondosas autóctonas para *L. violaceus* y *O. eremita* (Ranius et al., 2005; Méndez et al., 2010).

### 1.3. Hipótesis: influencia del uso histórico del bosque autóctono sobre los coleópteros saproxílicos

La reconstrucción histórica del bosque, junto con la toma de datos de disponibilidad de hábitat y de recursos presentes para los saproxílicos de interés; permite comprobar cuantos microhábitats se han generado o perdido de acuerdo a la edad y uso de las parcelas (Ranius & Kindvall, 2006; Castro, 2009; Ranius et al., 2009ab). Ya en regiones cercanas, se ha observado que las mayores concentraciones de diversidad y especies interesantes de saproxílicos tienen lugar en arbolado trasmucho, al estar el resto de parcelas forestales autóctonas en estadios juveniles (Martínez de Murguía et al., 2007). Artikutza presenta una combinación de arbolado trasmucho anterior al siglo XX y de porte bravo originado de 1919 en adelante (Castro, 2009). Este último, al menos en hayas de alrededor de 85 años de edad, no ha llegado a generar cavidades en los árboles, pero sí troncos en pie de diámetro suficiente para albergar especies como *R. alpina* (Castro, 2009, Castro et al., 2012a). También es importante dilucidar si los hayedos presentan faunas más interesantes o diversas, ya que el bosque de Artikutza está evolucionando hacia un aumento del hayedo (30% de la superficie total en 1989 y 44% en 2015) en detrimento de los robledales y masas mixtas de robles y hayas con predominio de la primera especie (Catalán et al., 1989; Dorronsoro et al., 2015). Además, se carecen de cuantificaciones de disponibilidad de hábitat para saproxílicos en los robledales de Artikutza. Por tanto, la perspectiva histórica contribuye a interpretar el presente panorama de los coleópteros saproxílicos. A pesar de que se conoce la historia de los hayedos de Artikutza desde 1919 (Castro, 2009), aún quedan por resolver cuestiones como precisar las fechas de plantación/instauración y de fin de explotación de los árboles trasmuchos remanentes, así como de la persistencia temporal de la continuidad de la superficie forestal correspondiente al área de la Finca y de la disponibilidad de hábitat ofrecida por este tipo de árboles.

Habitualmente, en regiones cercanas al ZEC de Artikutza se ha encontrado una mayor diversidad de saproxílicos o de mayor interés en árboles trasmuchos (Martínez de Murguía et al., 2007) o en árboles del género *Quercus* (San Martín et al., 2001; Recalde & San Martín, 2003). El trabajo sobre saproxílicos realizado en Artikutza (Martínez de Murguía et al., 2004) presenta limitaciones que impiden confirmar si esta situación también ocurre en Artikutza ya que: 1) sólo incluye un tipo de bosque, el hayedo acidófilo con árboles de porte bravo y además mezclado en parte con plantación de pino silvestre; 2) el área de estudio abarca un área efectiva de sólo 5 ha, frente a las 3638 ha de la finca y 3) la metodología empleada no ha logrado detectar ninguna especie presente en listas rojas y protegidas legalmente y que como se ha comentado en el apartado anterior, probablemente se encuentren en Artikutza.

#### 1.4. Objetivos y resultados esperados

Por todo lo anteriormente expuesto la presente investigación se focaliza en confirmar la presencia y diagnosticar la situación poblacional basada en la disponibilidad de hábitat, distribución y abundancia (cuando los datos lo permitan) en varias áreas del ZEC de Artikutza de *L. violaceus*, *L. cervus*, *C. cerdo*, *R. alpina* y *O. eremita* y otros coleópteros saproxílicos acompañantes. Adicionalmente, se establecen los fines de definir áreas de mayor diversidad y profundizar en la historia forestal de Artikutza para comprender mejor el estado actual de su fauna saproxílica de acuerdo a los diferentes tipos y usos históricos del arbolado. Para cumplir con estos fines se marcan siete objetivos específicos:

- 1) Confirmar la presencia de las especies de los coleópteros protegidos legalmente *L. violaceus*, *C. cerdo*, *L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita* en Artikutza, así como otras especies acompañantes de escarabajos saproxílicos.
- 2) Georreferenciar los puntos de distribución reales y potenciales de las especies protegidas.
- 3) Analizar el impacto del uso histórico forestal definido por los portes del arbolado (trasmochos vs. porte normal) y el tipo de bosque autóctono (hayedo vs. robledal-bosque mixto) en la generación de hábitat disponible para las especies protegidas y saproxílicas en general.
- 4) Determinar las cuencas del ZEC con mayores efectivos poblacionales de las especies y mayor diversidad de coleópteros saproxílicos.
- 5) Comprobar si el tipo de bosque autóctono (hayedo vs. robledal-bosque mixto) influye en los efectivos poblacionales de las especies y en la diversidad de coleópteros saproxílicos.
- 6) Diagnosticar la situación poblacional de las especies protegidas basada en la información obtenida y en sus implicaciones para la gestión de la biodiversidad forestal de la Finca.
- 7) Proponer un protocolo de seguimiento de las especies legalmente protegidas adaptado a la situación de partida de las poblaciones y de las características del arbolado.

Siguiendo lo comentado en el estado del arte, se espera: 1) detectar por primera vez nuevas especies de coleópteros saproxílicos para el LIC de Artikutza, 2) mayor disponibilidad de hábitat para las especies diana en los bosques con mayor densidad de trasmochos, 3) diferencias en abundancias y diversidades entre hayedos y robledales-bosques mixtos y 4) definir protocolos de seguimiento de las especies e implicaciones para su gestión basados en la información obtenida.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Área de estudio

La finca de Artikutza ocupa una extensión de 3638 ha y se localiza en el término municipal de Goizueta (Navarra). De acuerdo a la clasificación climática de Köppen, Artikutza presenta un clima templado de veranos frescos, con lluvias bien distribuidas durante todo el año y por tanto, sin estación seca. Los datos climáticos de Artikutza proceden de una estación situada a 313 m de altitud, a una latitud de 4785132 y longitud de 597721 ([http://meteo.navarra.es/climatologia/fichasclimaticas\\_estacion.cfm?IDEstacion=74](http://meteo.navarra.es/climatologia/fichasclimaticas_estacion.cfm?IDEstacion=74)).

La precipitación media anual es de 2527 mm (serie de datos entre 1931-2014) y la temperatura media anual es de 12,2 °C (1954-2014). La geomorfología se caracteriza por un relieve de pendientes muy acusadas en general, distinguiéndose tres grandes unidades litológicas (Catalán et al., 1989): A) la cabecera del arroyo Erroiari, compuesta por granito y esquistos con calizas incrustadas, B) la cuenca Artikutza-Añarbe, con materiales muy alterados de calizas y esquistos y C) las cuencas de Elama y Urdallue, con mezcla de pizarras, areniscas y calizas marmorizadas. La mayor parte del sustrato rocoso es impermeable, por lo que el drenaje es generalmente superficial, siendo los suelos predominantes tipo ranker de tierra parda lavada (Catalán et al., 1989). La superficie forestal (Dorronsoro et al., 2015) está dominada por el hayedo (43,58% del total y 49,36% del terreno forestado), seguida del robledal (24,83% y 28,12%), de las plantaciones con especies exóticas (10,45% y 11,84%) y de las alisedas-bosque mixtos de ribera (9,43% y 10,68%). La exposición y la altitud son los factores determinantes en la distribución de los bosques autóctonos en Artikutza, limitándose las alisedas-bosques mixtos a las zonas bajas, los robledales a orientaciones soleadas y los hayedos a laderas altas, húmedas o umbrías (Catalán et al., 1988, 1989).

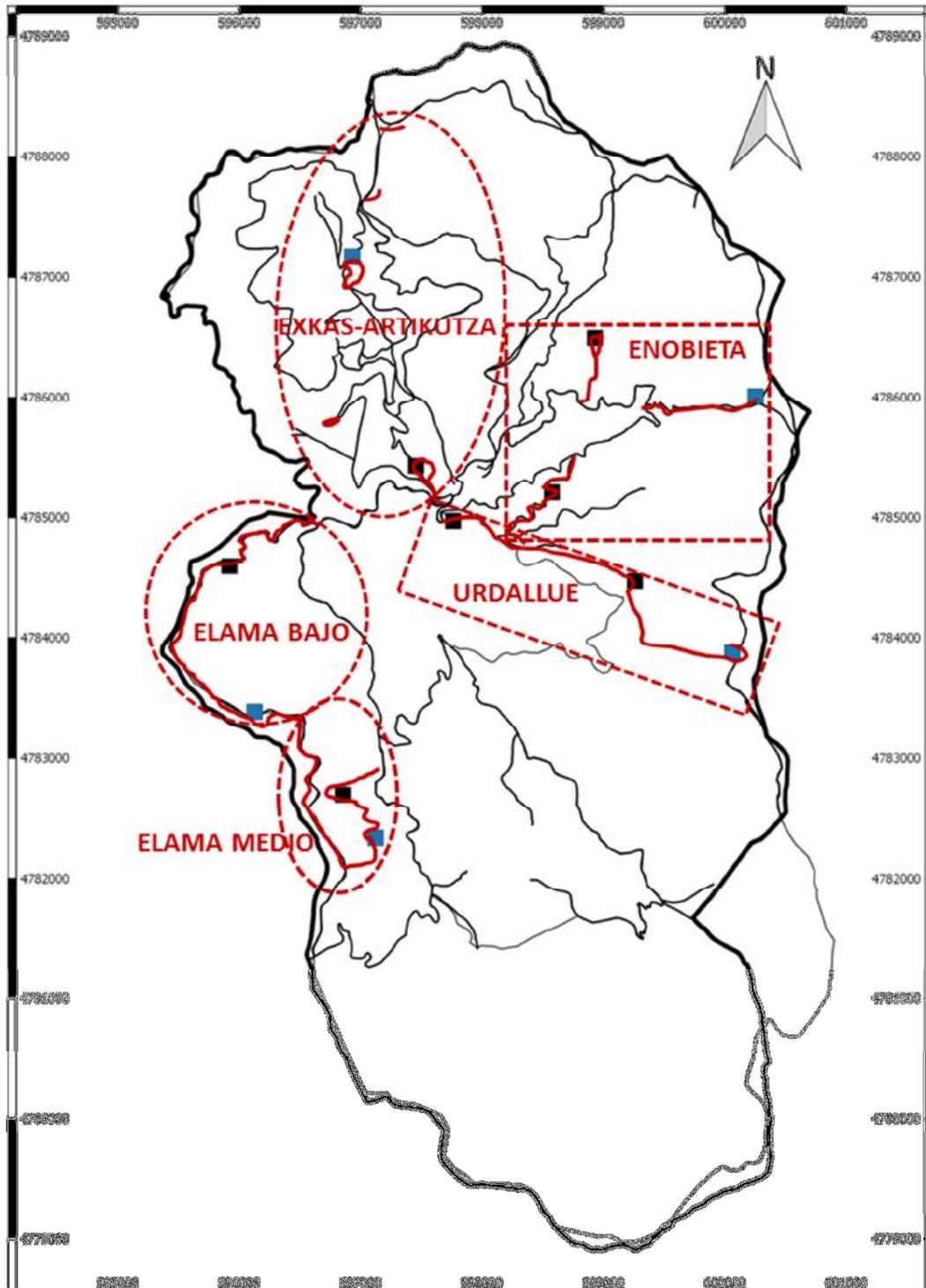
### 2.2. Diseño de muestreo

2.2.1. Selección de zonas de muestreo de saproxílicos: Tras consulta con el guarderío de la Finca de Artikutza, se realizó un reconocimiento del terreno para localizar áreas de disponibilidad de hábitat para las especies legalmente protegidas (descritos en la Tabla 3). La exploración se llevó a cabo del 3 al 11 de noviembre de 2015 por toda la red principal de senderos y caminos del ZEC (Catalán et al., 1989; Barrio & Zaldúa, 1994; Agirre, 2003), a excepción del extremo sureste, que transcurre principalmente por amplios rasos desarbolados. Aparte del hábitat, se tuvieron en cuenta los siguientes criterios de selección: presencia de variedad de tipos de bosques (hayedos, robledales) y arbolado (bravos y trasmochos) por área (Figura 2), accesibilidad a cada área, representatividad de la superficie del ZEC, existencia de arbolado soleado fuere por raleza o por presencia de claros de bosque (situación casi siempre preferida por las especies diana: Russo et al., 2010; Harvey et al., 2011a; Albert et al., 2012; Chiari et al., 2012; Goux et al., 2012) y evitación de áreas ya prospectadas en las que no se encontró a las especies diana (comunicación personal de los entomólogos Iñaki Recalde y Antonio San Martín).



**Figura 2.** Tipologías de robledales y hayedos que se diferencian en Artikutza. Arriba: robledal trasmochu de Langa Xarta (izquierda) y bravo de Lapurtxulo (derecha). Abajo: hayedo trasmochu de Mendarte (izquierda) y bravo de Otan-Urdalluko Erreka (derecha).

Así, se seleccionaron cinco itinerarios y 12 parcelas de muestreo (Figura 3). Las parcelas se asociaron a los cinco itinerarios (Tabla 2). Las parcelas e itinerarios de muestreo se repartieron en cinco áreas, cuatro coincidiendo con cuencas fluviales y una (Exkax-Artikutza) rodeada por las cuencas del Añarbe y el Erroiari (Figura 3 y Tabla 2). No se seleccionó zona alguna en el tercio sur del ZEC por observarse escasez de arbolado viejo en el mismo. Al final, sólo las parcelas de trasmochos (a excepción de Otan) se prospectaron en busca de saproxílicos, debido a que el resto mostraron poca disponibilidad de hábitat y por tanto, escasa probabilidad de detección de las especies diana. Debe señalarse que en todos los bosques de trasmochos en los que se incluyeron las parcelas se observaron tanto robles como hayas. Por tanto, las parcelas se situaron en zonas donde predominaba claramente una de las especies.



**Figura 3.** Mapa de senderos y caminos principales de Artikutza indicando los itinerarios de seleccionados (remarcados en rojo) y los bosques de trasmochos de robledales (cuadrados negros) y hayedos (cuadrados azules) en los que se llevaron a cabo los muestreos. Ver Tabla 2 y Figura 2 para más detalles.

**Tabla 2.** Parcelas estudiadas. En todas se estimó la disponibilidad de hábitat. En todas las trasmochas a excepción de Otan se muestrearon saproxílicos. Toponimias según Erriondo (1988) y en el caso de los hayedos no trasmochos (bravos) actualizadas, indicando entre paréntesis los nombres utilizados en el trabajo original (Castro, 2009). En este último estudio las coordenadas no se facilitaron con mayor precisión de la indicada.

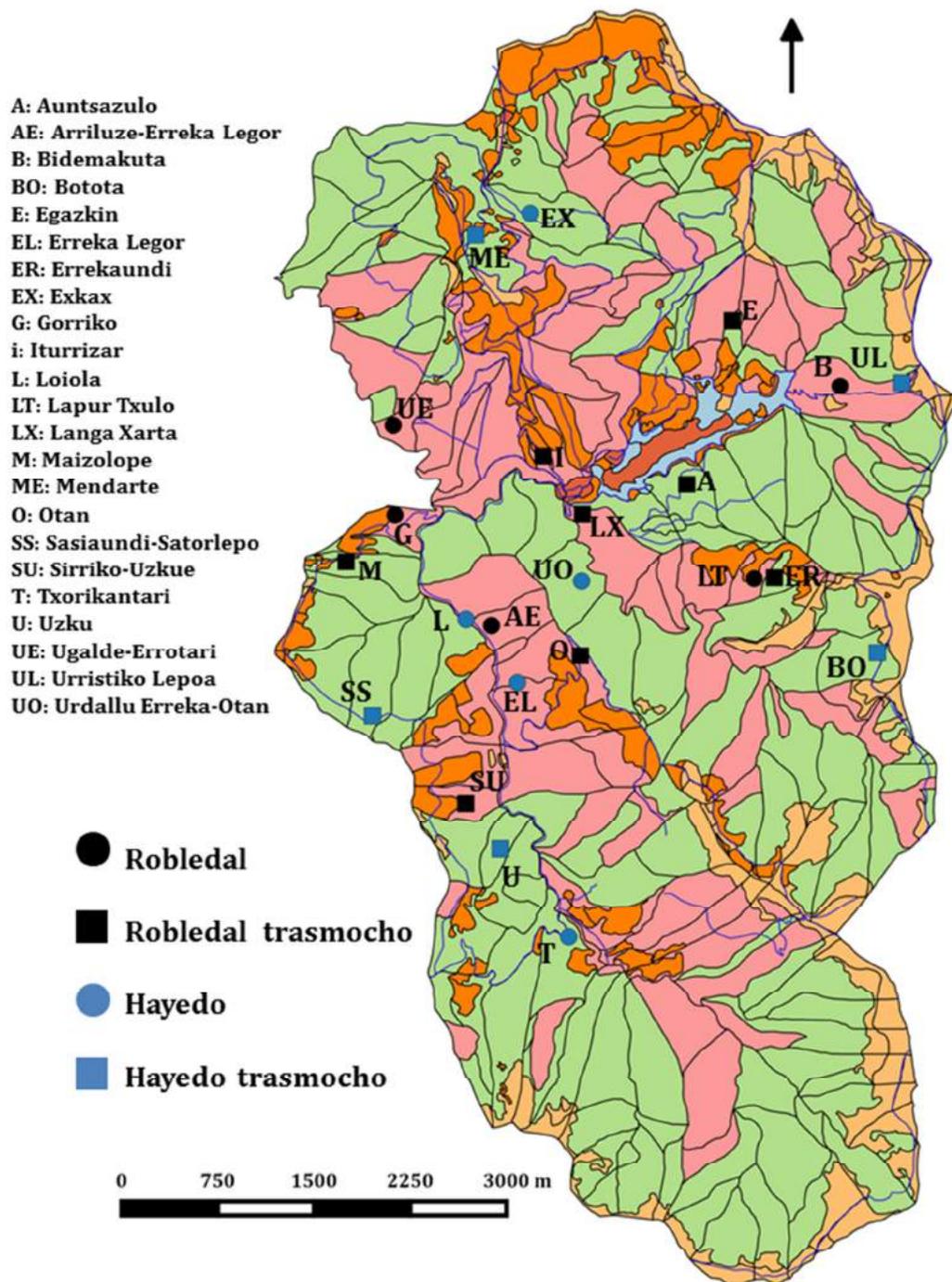
Bosque	Toponimia	Coordenadas UTM (WGS 84)		Altitud (m)	Orientación	Área (Itinerario)
		Longitud	Latitud			
Robledal	Ugalde-Errotari	596375	4785763	370	SO	Exkax-Artikutza
	Bidemakuta	599858	4786076	545	S	Enobieta
	Lapur Txulo	599188	4784556	530	S-SE	Urdallue
	Gorriko	596389	4785056	425	SE	Elama bajo
	Arriluze-Erreka Legor	597141	4784189	385	SO	Elama medio
Robledal trasmochos	Iturrizar	597542	4785522	345	SO	Exkax-Artikutza
	Auntsazulo	598663	4785298	445	O	Enobieta
	Egazkin	599017	4786582	450	S-SO	Enobieta 2
	Errekaundi	599346	4784563	580	SO	Urdallue
	Langa Xarta	597849	4785063	380	S-SO	Urdallue 2
	Maizolope	596007	4784690	490	S	Elama bajo
	Sirriko-Uzkue	596940	4782787	500	E	Elama medio
	Otan	597833	4783950	530	SO	Elama medio 2
Hayedo (Castro, 2009)	Exkax	5974	47875	600	E	Exkax-Artikutza
	Urdallu Erreka-Otan (Urdallue)	5978	47846	450	NE	Urdallue
	Loiola	5969	47843	350	NE	Elama bajo
	Erreka Legor (Loiola Goizarin)	5973	47838	375	NW	Elama medio
	Txorikantari (Elama)	5977	47818	450	SO	Elama medio 2
Hayedo trasmochos	Mendarte	597018	4787260	660	E	Exkax-Artikutza
	Urristiko Lepoa	600339	4786101	625	O	Enobieta
	Botota	600148	4783973	745	O	Urdallue
	Sasiandi-Satorlepo	596214	4783479	610	NE	Elama bajo
	Uzku	597210	4782428	470	N	Elama medio

**2.2.2. Parcelas para la estimación de disponibilidad de hábitat:** La estimación de disponibilidad de hábitat tuvo lugar en un total de 23 parcelas, que incluyeron ocho robledales trasmochos, cinco robledales bravos, cinco hayedos trasmochos y cinco hayedos bravos (Figura 4, Tabla 2). Los datos de hayedos bravos se tomaron del trabajo de Castro (2009). Los criterios de consideración de árbol como hábitat disponible para cada una de las especies y para el conjunto de saproxílicos se resumen en la tabla 3.

Siguiendo la metodología empleada previamente para los hayedos bravos de Artikutza (Castro, 2009) en cada parcela se establecieron tres superficies de muestreo de 50 x 8 m cada una: una vertical, otra horizontal y la última diagonal. Dentro de cada una se registraron todas las características de los árboles con diámetro a 1,3 m del suelo  $\geq$  5 cm (DBH). De cada árbol se registró su nombre específico, su DBH (o diámetro si tuvo una altura menor a 1,3 m), la presencia de cavidades con materia orgánica en su interior, la presencia de cavidades disponibles para *L. violaceus* y *O. eremita*, la tipología (bravo, trasmochos y jara) y su vitalidad. La vitalidad se basó, con modificaciones, en la clasificación propuesta por Carey & Healy (1981), distinguiéndose las siguientes categorías: 1 – árbol de aspecto sano y sin ramas muertas de  $\varnothing > 10$  cm, 2 – árbol con menos del 25% de las ramas muertas, 3 – árbol con más del 25% de las ramas muertas, 4 – árbol con gran más del 50% de las ramas muertas, 5 – árbol muerto y T – tocón (muerto altura < 1,3 m). Todos los árboles de  $\varnothing < 5$  cm se contabilizaron también, diferenciándolos en plantitas (altura < 1,5 m) y brinzales (altura > 1,5 m).

En el centro de cada una de las tres superficies de cada parcela, se estableció un transecto de 50 m para estimar el volumen de madera muerta caída. Para ello se midieron los diámetros de todos los troncos y ramas de  $\varnothing \geq 5$  cm y longitud  $\geq 1$  m interceptados por el transecto (Marshall et al., 2000). La madera muerta caída se clasificó en 6 estados de decaimiento, siguiendo la clasificación de la USDA: 1) con la corteza aún presente, 2) se ha perdido parte de la corteza y la albura descubierta no se puede despegar manualmente, 3) la albura ha desaparecido o puede desmenuzarse manualmente, mientras que el duramen no, 4) el duramen está blando y puede penetrarse con una aguja o navaja, 5) la madera no mantiene su integridad y se presentan desmenuzada en el suelo y 2Y) madera hueca, con la zona perimetral dura.

Finalmente, en todas las parcelas con robles viejos (que fueron trasmochos) atravesadas por los itinerarios de cada una de las cinco áreas, se realizó un muestreo complementario del arbolado de  $\varnothing > 50$  cm de dos horas por parcela en busca de árboles disponibles para *L. violaceus* y *O. eremita*. Se eligieron los robledales para este muestreo por presentar mayor variedad de árboles e insolación que los hayedos.



**Figura 4.** Mapa de vegetación actual mostrando las parcelas en las que se llevaron a cabo las estimaciones de disponibilidad de hábitat. Las áreas coloreadas del mapa indican: Amarillo – desarbolado, Azul- aliseda, Naranja – repoblaciones de especies alóctonas, Pardo – embalse, Rosado – robledales y bosques mixtos autóctonos, Verde – hayedo.

**Tabla 3.** Criterios para considerar un árbol como hábitat disponible para cada una de las especies y para el conjunto de saproxílicos. En negrita se resalta el hábitat preferido. La vitalidad se describe en el apartado 2.2.2.

Taxon	Especie de árbol	Microhábitat	Diámetro del tronco (cm)	Referencias
<i>L. violaceus</i>	Frondosas autóctonas	Mantillo de cavidades basales en árboles	>75, > <b>115</b>	Gouix, 2011
<i>R. alpina</i>	Hayas	Madera muerta de tronco y ramas en árboles con vitalidad 3, 4, 5.	>25, > <b>50</b>	Duelli & Wermelinger, 2005 Russo et al., 2010 Castro et al., 2012a
<i>C. cerdo</i>	Quercíneas autóctonas	Madera muerta de tronco y ramas en árboles con vitalidad 3, 4, 5.	>50, > <b>100</b>	Buse et al., 2007 Albert et al., 2012
<i>L. cervus</i>	<b>Quercíneas</b> y frondosas autóctonas	Madera muerta en descomposición de tocones y de raíces en árboles con vitalidad 4, 5, T.	>20, > <b>50</b>	GTLI, 2005 Harvey et al., 2011a Chiari et al., 2014b
<i>O. eremita</i>	<b>Quercíneas</b> y frondosas autóctonas	Cavidades: mantillo no empapado por agua	>22, > <b>65</b> -< <b>160</b>	Ranius & Nilsson, 1997 Ranius et al., 2005 Oleksa, 2007 Chiari et al., 2012
Saproxílicos	Frondosas autóctonas	Árboles muertos en pie, madera muerta caída en distintas fases de descomposición, cavidades.	Cuanto mayor variedad y cantidad mejor	Stokland et al., 2012

**2.2.3. Historia forestal:** aparte de la revisión de la literatura ya publicada al respecto, la obtención de información sobre la evolución forestal de la finca de Artikutza se realizó consultando los archivos históricos de Donostia-San Sebastián, Goizueta y Digital Real y General de Navarra (disponible en la red: [http://www.navarra.es/home\\_es/Temas/Turismo+ocio+y+cultura/Archivos/Programas/Archivo+Abierto/Buscador/](http://www.navarra.es/home_es/Temas/Turismo+ocio+y+cultura/Archivos/Programas/Archivo+Abierto/Buscador/)), documentación del guarderío de Artikutza y el fondo de reserva de la Biblioteca Koldo Mitxelena. Las solicitudes de consulta al Archivo Histórico de la Real Colegiata de Roncesvalles no fueron atendidas. Finalmente, también se preguntó en el Archivo Provincial en Tolosa, pero no añadió información adicional a la encontrada en las mencionadas fuentes.

Los documentos históricos de los que se ha extraído información se presentan en el apartado "Documentación histórica", tras la bibliografía e indicando cómo se referencian en el texto. Se consultaron un total de 13 legajos (años 1376-1921) y un mapa en Goizueta, siete libros (1897-1934) en Donostia-San Sebastián, un libro, un documento, un mapa y varios partes y recibos de prendimientos de ganado en el Guarderío de Artikutza y dos mapas en el Archivo Digital Real y General de Navarra. Las transformaciones de medidas antiguas al sistema métrico decimal se obtuvieron de Merino y Vergara (1868), Guendiain (1953) y Carrión (1996).

**2.2.4. Muestreo de saproxílicos:** La metodología de muestreo que se describe a continuación, aunque se centra en las cinco especies indicadoras (*L. violaceus*, *C. cerdo*, *L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita*), permite asimismo detectar y valorar las situaciones poblacionales de otras especies de saproxílicos que se suelen observar durante la búsqueda de las anteriores (Martínez de Murguía et al., 2007). Como *O. eremita* y *L. violaceus* presentan una actividad dispersiva mucho menor que el resto y agregan sus poblaciones en lugares con mayor concentración de hábitat disponible (Ranius & Hedin, 2001; Gouix, 2011), la estrategia para su muestreo se basó en prospectar parcelas con mayor potencialidad de albergarlas, que se eligieron tras el análisis del hábitat potencial del arbolado. El tipo de árboles que se muestreó para cada especie ya se ha

presentado (Tabla 3). Los muestreos se estratificaron, es decir, no se repitió el primer itinerario o parcela hasta haber completado el resto y siempre se siguió el mismo orden.

El muestreo de saproxílicos se dividió en dos estrategias de búsqueda separadas estacionalmente: conteo de orificios de salida en los troncos de árboles en otoño y marcaje y recaptura de individuos adultos en primavera-verano.

Desde el 18 de noviembre al 6 de diciembre de 2015 se buscaron orificios de emergencia de *R. alpina* y *C. cerdo* en los cinco itinerarios seleccionados (Tabla 2 y Figura 3). En el caso de *R. alpina* se estableció una franja aproximada (unos 125 pasos) de 100 m a cada lado del itinerario, en la que se contabilizaron los orificios encontrados. Además de seguir este protocolo, los orificios de *C. cerdo* se buscaron también en los robledales trasmochos inspeccionando árboles durante 2 h por parcela. Los orificios de emergencia de *C. cerdo* son bien reconocibles, pudiéndose distinguir entre recientes y antiguos (Buse et al., 2007; Albert et al., 2012), ídem para *R. alpina* (Binner & Bussler, 2006; Ciach & Michalcewicz, 2013).

El marcaje y recaptura se limitó a las cinco especies diana y a cuatro especies de gran tamaño y con escaso hábito de volar: *Dorcus parallelipedus*, *Melanoleptura scutellata*, *Morimus asper* y *Prionus coriarius*. Los individuos adultos encontrados mediante trampas o inspeccionando cavidades y superficies de troncos y ramas hasta el alcance del investigador, se recogieron y marcaron con marcadores permanentes de color dorado-pardo de la marca UniPaint, modelo PX-203 extrafino (Chiari et al., 2014a). En el caso de *R. alpina*, los élitros se fotografiaron, ya que su patrón de manchas es único y reconocible por individuo (Luce, 1996; Pagola, 2011). Los ejemplares capturados en el terreno se liberaron en el mismo lugar donde se encontraron o lo más cerca posible. Los individuos encontrados en trampas se liberaron en el tronco del árbol. Los individuos muertos y los restos se recolectaron, etiquetaron y almacenaron en la Sociedad de Ciencias Aranzadi.

*Limonicus violaceus*: se colocaron un total de 102 trampas de interceptación (Gouix & Brustel, 2011) en la base o cavidades bajas de los árboles para detectar esta especie (Figura 5, Anexo 1). Las medidas de las trampas fueron:  $\varnothing$  máximo = 95 mm,  $\varnothing$  mínimo = 60 mm, altura 120 mm. Además se les colocaron tejadillos a unos 4 cm de altura del suelo y de 110 x 130 mm para protegerlas del agua de lluvia. Para reducir el riesgo de mortalidad de los individuos (Gouix & Brustel, 2011), las trampas se muestrearon con una periodicidad de 5 días. Para revisar todas las trampas se necesitaron tres jornadas de muestreo. Así, las trampas permanecieron activas en los siguientes periodos de muestreo: de la 1 a la 36 del 10 de abril al 30 de mayo, de la 37 a la 73 del 12 de abril al 1 de junio y de la 74 a la 102 del 13 de abril al 2 de junio. Por tanto, se abarcó el periodo de máxima actividad de la especie (Gouix & Brustel, 2011) y se totalizaron 10 jornadas de muestreo por trampa. En cada una de las parcelas seleccionadas (Tabla 2) se colocaron un mínimo de seis trampas y el resto se instaló en otros puntos de los itinerarios de muestreo.

Además, en cada jornada de muestreo se inspeccionaron las cavidades y los troncos de los árboles. Se desechó la utilización de las efectivas trampas de emergencia (Gouix & Brustel, 2011) por el daño ecológico que pueden causar a la fauna saproxílica al impedir su libre circulación hacia el exterior o interior de las cavidades.

Las localizaciones y características de los árboles con estas trampas se presentan en los Anexos 1 y Digital). En el mismo se presentan categorías de variables que se describen a continuación:

Estado de la cavidad (C): 0- espacio entre raíces y tronco con corteza, 1- aún no desarrollada y con el tronco parcialmente descortezado, 2 – cavidad incipiente con alguna pieza de madera suelta, 3- cavidad formada en la que predominan piezas de madera, 4- cavidad desarrollada en la que se mezclan piezas de madera con mantillo, 5- cavidad grande en la que predomina el mantillo y pequeños fragmentos de madera y 6- cavidad muy expuesta con el tronco muy hueco. Aquí debe señalarse que se considera muy poco probable que *L. violaceus* se encuentre en cavidades con desarrollo menor a 3 (Gouix & Brustel, 2011), sin embargo, se ha preferido añadir más trampas por si acaso y porque también fueron válidas para el muestreo de *L. cervus*. En total, los trazados de los itinerarios presentaron 69 árboles con cavidades con un desarrollo  $\geq 3$ .

Insolación del árbol (I): 1- en bosque cerrado, 2- hasta un 50% del tronco soleado (orla, arbolado ralo) y 3- más de un 50% del tronco soleado (claros de bosque).

Estado del árbol (V): 1- vivo, 2- muerto.

Corona (CO): Para el follaje si está vivo y para la corona de ramas si está muerto: 1- mantiene más del 75%, 2- mantiene 50-75 %, 3- mantiene menos del 50% y 4- ha perdido todo.



**Figura 5.** Metodologías de muestreo de saproxílicos. De izquierda a derecha: **Arriba-** roble con trampa grande de vuelo y trampa de interceptación en cavidad, trampa de interceptación de cavidad basal en haya, trampa de vuelo pequeña de diseño propio y trampa de interceptación de cavidad en roble. **Centro:** Trampa grande de vuelo con Eppendorf con feromonas colgada en un haya, interior del bote recolector de una trampa de vuelo grande con cebo y con un *Gnorimus variabilis*. **Abajo:** trampa de interceptación de cavidad con cebo y un *Dorcus parallelipipedus*, trampa de interceptación de cavidad sin cebo y con *O. eremita*, *L. cervus* marcado.

*Cerambyx cerdo* y *Lucanus cervus*: el muestreo de ambas especies se realizó a la vez durante junio y julio, debido a sus similares picos de actividad (Campanaro et al., 2010; Vrezec et al., 2012) y se realizó en tres fases.

En la primera fase se inspeccionaron todos los árboles disponibles como hábitat (Tabla 3) a 15 pasos ( $\approx 11$  m) a los lados de los itinerarios realizados entre las 102 trampas colocadas para *L. violaceus*. Estos muestreos se llevaron a cabo en días despejados, ya que con la lluvia cesan su actividad (Rink & Sinsch, 2007). Además, se realizaron en las fechas siguientes: de la 1 a la 36 los días 8, 22 y 30 de junio y 7 de julio, de la 37 los días 9 y 23 de junio y 3 y 8 de julio y de la 74 a la 102 los días 21 y 28 de junio y 6 y 9 de julio. Los transectos tuvieron las siguientes longitudes: 3971 m en Elama bajo, 3135 m en Elama medio, 3914 m en Enobieta, 1698 en Exkax-Artikutza y 5067 m en Urdallue.

En una segunda fase se colocaron un total de 20 trampas de interceptación de vuelo cebadas con plátano empapado en una disolución saturada de sal de vino y cerveza al 50% para la captura de *C. cerdo* (Campanaro et al., 2010) de diseño propio (Figura 5) y 16 con plátano para *L. cervus* (Méndez & Salaberria, 2008) según modelo estandarizado (Campanaro et al., 2010). También se activaron las 102 trampas de interceptación (Anexo 1 y Anexo Digital) cebadas con plátano para muestrear *L. cervus* (Figura 4). Las trampas permanecieron activas en las fechas siguientes: de la 1 a la 36 del 7 al 27 de julio (muestreadas intermedicamente los días 15 y 19), de la 37 a la 73 del 8 al 28 de julio (días 16 y 24) y de la 74 a la 102 del 9 al 29 de julio (días 17 y 25). Todos los árboles con trampas fueron inspeccionados al muestrear éstas. La segunda fase coincidió con el comienzo del muestreo de *R. alpina*. Las trampas se colocaron en este momento para simultanear la búsqueda de las tres especies.

La tercera fase coincidió con las fechas estivales y los itinerarios y trampeos dirigidos a muestrear *R. alpina* y *O. eremita*, respectivamente (descritos a continuación).

*Rosalia alpina*: su muestreo tuvo lugar en julio y agosto y entre 10:00-17:00 h en días de pronóstico soleado y sin lluvia (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996; Drag et al., 2011; Pagola, 2011; Drag et al., 2011, Vrezec et al., 2012). Para la búsqueda de la especie, se inspeccionaron todos los árboles disponibles como hábitat (Tabla 3) a 35 pasos ( $\approx 25$  m) a los lados de los itinerarios realizados entre las 102 trampas instaladas para muestrear *O. eremita* (Anexo 2 y Anexo Digital). Hasta el 29 de julio, las fechas coincidieron con las de la segunda fase de muestreo de *L. cervus* y *C. cerdo* y a partir de ahí, con las fechas de muestreo de *O. eremita*. Los transectos tuvieron la misma longitud que los establecidos para *C. cerdo* y *L. cervus*.

*Osmoderma eremita*: el muestreo de *O. eremita* se basó en dos tipos de trampas: de feromonas y de interceptación en el interior de cavidades de los árboles.

En total se instalaron 36 trampas de feromonas (Svensson & Larsson, 2008; Campanaro, 2010), que correspondieron a las trampas de vuelo utilizadas para muestrear *C. cerdo* y *L. cervus* (Figura 5). 10 de las primeras y 14 de las segundas se reubicaron colgándolas (superficie de embudo entre 1,5-2 m altura) en ramas de árboles con cavidades bien desarrolladas (Anexo 2 y Anexo Digital). Este cambio con respecto a la planificación inicial se debió a la bajísima disponibilidad de cavidades disponibles para *O. eremita* observadas durante los cinco primeros meses de la presente investigación, como se expone más adelante en los resultados obtenidos.

51 de las 102 trampas de interceptación anteriormente utilizadas para buscar *L. violaceus* y *L. cervus*, se instalaron en cavidades de árboles (Anexo 2 y Anexo Digital) con presencia de tierra, madera descompuesta o una mezcla de ambas. No se cambiaron las restantes por localizarse en cavidades basales bien desarrolladas. Apenas se encontraron grandes cavidades bien aisladas de la entrada de agua de lluvia, por lo que se decidió poner las trampas en cavidades lo más próximas a estas condiciones.

La reubicación de todas las trampas tuvo lugar en las últimas fechas del muestreo de las trampas cebo y se completaron cinco jornadas de recolección por trampa: 2, 7, 13, 22 y 30 de agosto (trampas 1-36); 3, 11, 14, 23 y 31 de agosto (trampas 37-73) y 6, 12, 16 y 24 de agosto y 1 de septiembre (trampas 74-102).

Otras especies: durante todos los muestreos llevados a cabo para el resto de las especies, también se registraron todas las especies de saproxílicos de ejemplares adultos de las familias Cerambycidae, Cetoniidae, Lucanidae y del Elateridae *Elater ferrugineus* Linnaeus, 1758, especie de sencilla identificación y de interés por presentarse en listas rojas y asociarse a *O. eremita*, siendo atraída por la feromona de ésta (Svensson et al., 2004; Svensson & Larsson, 2008). Las tres primeras familias citadas presentan un equilibrio indicador entre diversidad y proporción de especies amenazadas en Europa (Nieto & Alexander, 2010) y existen guías que permiten despejar las dudas de identificación a nivel de especie en el campo (Zahradník, 1990; Bense, 1995; Chatenet, 2000; Micó & Galante, 2002).

### **2.3. Análisis de los datos**

2.3.1. Georreferenciación de las especies: mediante un dispositivo GPS se obtuvieron las coordenadas UTM (datum WGS 84) de las especies registradas y se representaron en mapas por medio del programa QGIS 2.14.0. (<https://www.qgis.org/en/site/about/index.html>).

2.3.2. Disponibilidad de hábitat: para cada especie diana se calcularon los árboles disponibles (Tabla 3) por hectárea en las 23 parcelas (Tabla 2 y Figura 4). Además, para la fauna de saproxílicos en general, se obtuvieron también las siguientes variables: densidad de frondosas autóctonas con estados de vitalidad 3-4 y muertas con diámetros menores y mayores a 30 cm; densidad de tocones (vitalidad T) de frondosas autóctonas, densidad de árboles con cavidades, volumen de madera muerta caída y número de especies (riqueza) de árboles. No se emplearon más variables con el fin de poder incluir en el análisis comparativo los hayedos bravos, de los que se dispuso de una información más limitada (Castro, 2009).

Para determinar como se distribuyeron las mencionadas variables de disponibilidad de hábitat por tipos de bosque y áreas de muestreo, se realizó un diagrama de ordenación mediante análisis de componentes principales (Quinn & Keough, 2003). Debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homoscedasticidad, las diferencias en densidades, volúmenes y riqueza entre bosques se comprobaron mediante tests de independientes de Kruskal-Wallis, con comparaciones ulteriores de pruebas de Nemenyi cuando los tests fueron estadísticamente significativos (Zar, 2010).

El análisis de componentes principales se realizó mediante el programa PAST ver. 3.08 (Hammer et al., 2001; Hammer, 2015) y el resto de cálculos estadísticos empleando el paquete PMCMR (Pohlert 2014) y las funciones *posthoc.friedman.nemenyi.test* y *posthoc.kruskal.nemenyi.test* del entorno de programación R (R Core Team 2015).

2.3.3. Evolución histórica del arbolado: Primero se identificaron las principales actividades humanas que han modelado el paisaje forestal de Artikutza, resumiendo la historia de ellas. Después, se tomó como paisaje de partida la vegetación potencial de Artikutza como referencia de bosque en ausencia de afecciones antrópicas y se realizó una revisión documental de la evolución del bosque en Artikutza.

Una vez realizado este encuadre histórico general, se buscaron referencias históricas que permitieron relacionar el paisaje forestal antiguo con la actual estructura del arbolado de las parcelas muestreadas (Castro, 2009). Los mapas y toponimias de informes históricos permitieron determinar el tipo de vegetación presente en las

diferentes parcelas de muestreo, aunque obviamente abarcando zonas más amplias y por tanto asumiendo una falta de precisión total. Por tanto, para deducir tanto el tipo de arbolado presente presente en cada parcela en el pasado, como su evolución futura, esta información histórica se contrastó con varios indicadores del arbolado: 1) distribuciones de frecuencias de clases diametrales de árboles trasmochos y bravos para estimar sus edades, 2) densidades de tocones, número de troncos por pie y presencia de callosidades en las bases de los árboles como indicadores de las especies y tipo de arbolado precedentes al actual y 3) volúmenes de madera muerta caída y regeneración del sotobosque (densidades de plantitas, brinzales y árboles de diámetros menores).

En la discusión se estimó la edad del arbolado contrastando las fechas históricas de implantación de trasmochos y la situación del arbolado de las parcelas al momento del cese de explotación de las parcelas con los diámetros del arbolado y con los patrones de crecimiento conocidos en localidades lo más cercanas posibles al área de estudio. Esta estimación se presentó como una alternativa al conteo de anillos de crecimiento tras su extracción con barrenos, debido a que las características del actual arbolado trasmocho de Artikutza impiden obtener series completas y comprometen la integridad de los dispositivos perforadores (Marta Domínguez, comunicación personal).

2.3.4. Análisis poblacionales de las especies diana: Para las cinco especies diana, se presentaron todos los registros desglosados por itinerario, hábitat y especie de árbol. El número de individuos para cada especie se estimó teniendo en cuenta los individuos marcados y el número de restos (élitros derechos o izquierdos, marcados o no, de distintos tamaños, número de antenas, etc.).

*L. cervus* y *R. alpina* fueron las únicas especies con un número de registros suficiente para realizar cuantificaciones de sus datos poblacionales.

En el caso de *L. cervus*, los datos sólo permitieron comparar diferencias de abundancias, estandarizadas a  $n^{\circ}$  individuos  $\times$   $\text{km}^{-1}$ , entre hayedos y robledales-bosques mixtos. Como los datos emparejaron por itinerarios, se utilizó el test de la t de Student para medidas repetidas. Este análisis se realizó mediante el mencionado programa PAST.

Para *R. alpina*, se analizaron tanto los conteos orificios de salida como de individuos y restos. Así, se calcularon para cada área del ZEC (basada en los itinerarios descritos en los apartados 2.2.1. y 2.2.4.) varios estimadores de su tamaño poblacional: densidad de individuos, densidades de árboles hábitat sin y con colonización antigua y reciente, densidad de orificios recientes y totales, porcentajes de árboles disponibles colonizados y promedio de orificios por árbol. Las superficies muestreadas se calcularon con la asistencia del programa QGIS. También se mostró la distribución de los árboles con orificios por tipologías de arbolado: bravos, trasmochos y jaras.

2.3.5 Diversidad: Primeramente se obtuvo una lista de todas las especies encontradas en el ZEC durante la duración de la investigación, incluyendo registros complementarios, es decir, aquellos no procedentes de los muestreos sistemáticos de los itinerarios (Anexo Digital). En esta lista, se destacaron las especies catalogadas en libros rojos.

El análisis de diversidad incluyó a todos los registros obtenidos durante los muestreos sistemáticos (apartados 2.2.2. y 2.2.4) y el número de individuos se estimó siguiendo los criterios del apartado anterior (2.3.4).

Primero se realizaron análisis comparativos de las riquezas específicas utilizando funciones de acumulación de especies con el número de individuos interpoladas a la muestra con menor abundancia (Colwell et al., 2012) utilizando el paquete estadístico

Estimates ver. 9.1. (Colwell, 2013). Las comparaciones realizadas fueron las siguientes: entre itinerarios, entre hábitats (hayedos vs. Robledales-bosques mixtos), entre hábitats dentro de cada itinerario y entre especies de árboles (hayas vs. Robles). El umbral de significación estadística se estableció en el no solapamiento de los intervalos de confianza al 95%.

En un segundo paso se comprobó la existencia de diferencias en cuanto a la composición taxonómica de las comunidades entre hayedos y robledales-bosques mixtos, ya que la naturaleza de los datos no permitió este análisis comparativo entre especies de árboles o itinerarios. Para este análisis, la abundancia se estandarizó a individuos por 1000 m de itinerario. Todas las muestras se compararon por parejas mediante cuatro distancias de disimilitud, dos cualitativas (ausencia/presencia de especies) y dos cuantitativas (abundancias). Entre las cualitativas se calcularon los coeficientes de sustitución o Simpson y de anidamiento como componentes del coeficiente de Sørensen (Baselga, 2010). El coeficiente de Simpson indica si unas especies son reemplazadas por otras distintas y el de anidamiento, si las muestras con menor número de especies son compartidas con las de mayor riqueza específica (Baselga & Leprieur, 2015). Entre las cuantitativas se obtuvieron los coeficientes de cambios en abundancias equilibrados y en gradiente como componentes del coeficiente de Bray-Curtis (Baselga, 2013). Los cambios equilibrados muestran si al disminuir las abundancias de unas especies en una muestra, aumentan las de otras especies en la otra. Los cambios en gradiente indican una respuesta general de la mayoría de las especies en una sola dirección (disminución o aumento de abundancias) al pasar de una muestra a otra. Para visualizar las diferencias entre muestras se obtuvieron cuatro diagramas de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico o NMDS (Quinn & Keough, 2002), uno por cada distancia de disimilitud. Las significaciones estadísticas se establecieron mediante un análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA) para muestras emparejadas (Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001).

Por último, se buscaron especies indicadoras de hayedos o robledales obteniendo los estadísticos de valor indicador o "Indval" (Dufrière & Legendre, 1997) de las 10 especies más abundantes ( $\geq 10$  individuos), que supusieron el 88,6% del total de individuos contabilizados.

Las matrices y cálculos de las distancias de disimilitud se obtuvieron por medio del paquete *betapart* implementado en R (Baselga & Orme, 2012; Baselga, 2013). Los diagramas de ordenación se elaboraron empleando el mencionado programa PAST ver. 3.08. El análisis PERMANOVA tuvo que adaptarse a un diseño de muestras emparejadas, por lo que se realizó mediante un análisis multivariante basado en distancias para modelos lineales mediante el programa DISTMLM (Anderson, 2004). Los estadísticos "IndVal" se obtuvieron a través del paquete *indicspecies* implementado en R (De Cáceres, 2013).

### 3. RESULTADOS

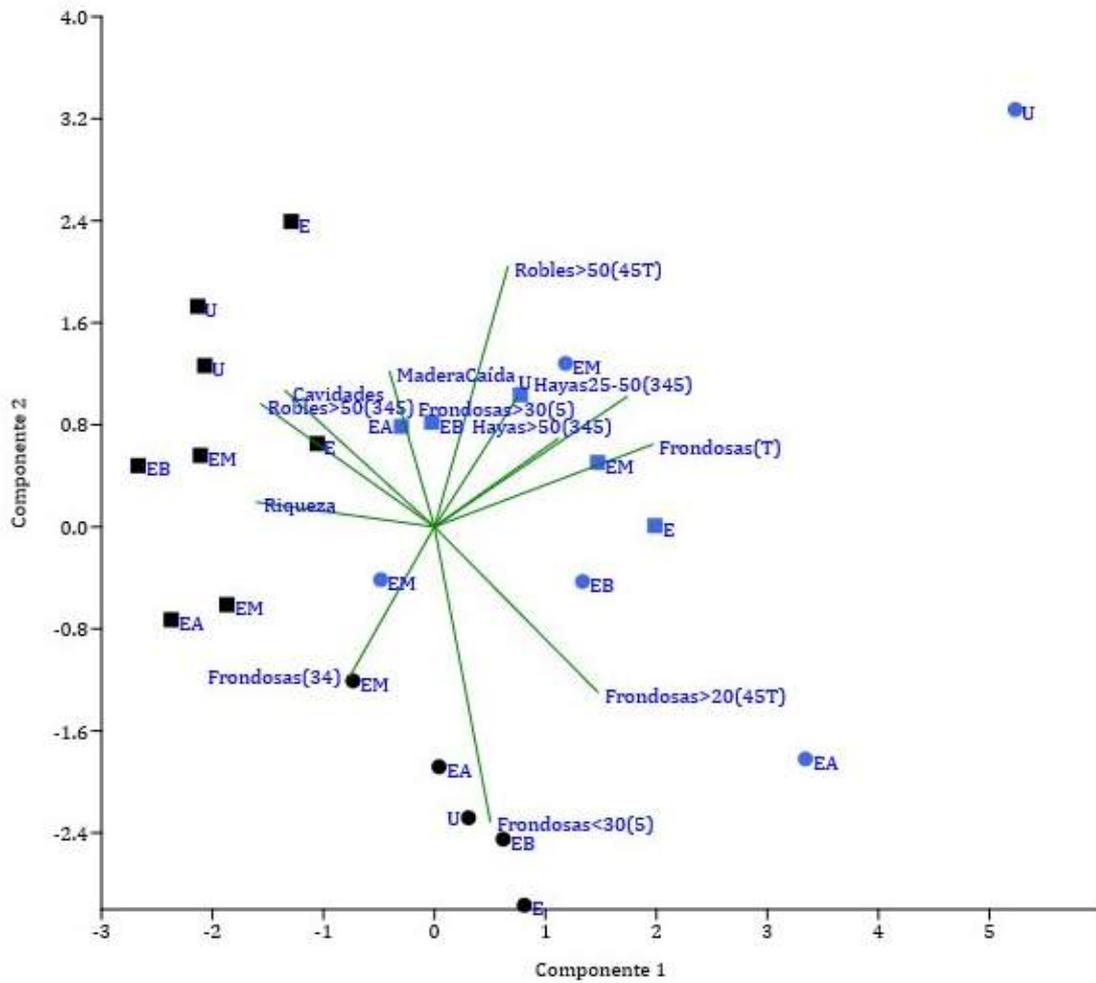
#### 3.1. Disponibilidad de hábitat

La disponibilidad de hábitat para la comunidad de saproxílicos varió según el tipo de bosque (Figura 6, Tabla 4, Anexos 3 a 6). La predominancia de hayas o robles y el porte de los árboles dominantes (bravos o trasmochos) explicó mejor que la localización de la parcela en el ZEC, la presencia de las diferentes variables estructurales de interés para los saproxílicos (Figura 6). Las parcelas de ambos tipos de robledales se separaron bien, mientras que las de los hayedos mostraron mayor intercalamiento entre sí (Figura 6).

Las parcelas de trasmochos se caracterizaron por la presencia de una mayor densidad de árboles con cavidades y robles o hayas gruesos con signos de decaimiento o muertos (altos valores de vitalidad) (Figura 6, Tabla 4). Además, los robledales trasmochos presentaron el mayor número de especies de árboles (riqueza). Los robledales bravos mostraron la mayor densidad de troncos finos muertos. Los hayedos bravos destacaron por su gran densidad de tocones y por la ausencia de cavidades.

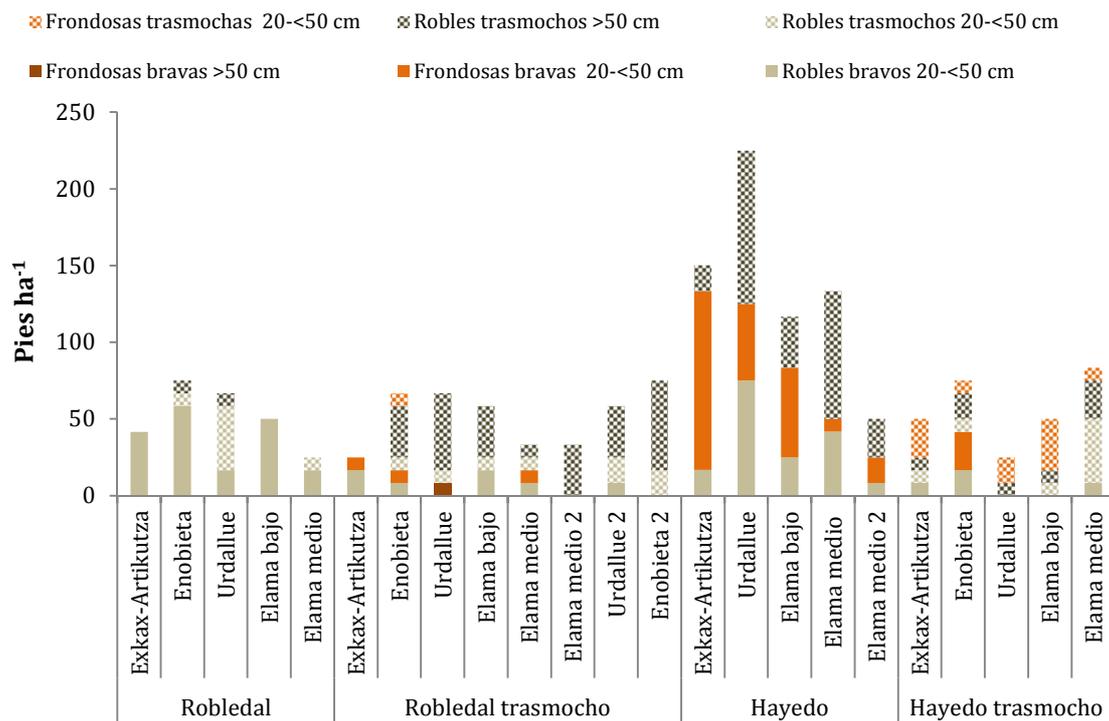
**Tabla 4.** Variables indicadoras de disponibilidad de hábitat para saproxílicos y análisis estadístico de sus diferencias entre tipos de bosques. Los valores corresponden a los promedios por cada tipo de bosque. En negrita se remarcan los resultados estadísticamente significativos. En los test de Nemenyi sólo se indican entre qué tipos de bosques se dieron diferencias. Abreviaturas: H- hayedos, HT- hayedos trasmochos, R- robledales, RT- robledales trasmochos.

Taxa	Variables	Tipos de bosque				Test de Kruskal-Wallis			Diferencias a posteriori: tests de Nemenyi
		R	RT	H	HT	$\chi^2$	g.l	p	
<i>Lucanus cervus</i>	Frondosas no robles de vitalidades 45T y $\varnothing > 20$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	48	21	50	43	6,705	3	0.082	-
	Robles de vitalidades 45T y $\varnothing > 50$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	3	31	52	13	14,791	3	<b>0.008</b>	H=RT>R
<i>Cerambyx cerdo</i>	Robles con vitalidades 345 y $\varnothing \geq 50$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	2	36	0	2	18.555	3	<b>&lt; 0.001</b>	RT>HT=R=H
<i>Rosalia alpina</i>	Hayas con vitalidades 345 y $\varnothing$ entre 25-49 cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	0	0	7	3	8.636	3	<b>0.035</b>	-
	Hayas con vitalidades 345 y $\varnothing \geq 50$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	0	0	3	15	18.093	3	<b>&lt; 0.001</b>	HT>RT=R
Saproxílicos	Frondosas de vitalidades 34	63	58	23	28	7.439	3	0.059	-
	Troncos muertos con $\varnothing < 30$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	125	24	67	17	12.974	3	<b>0.005</b>	R>RT=HT
	Troncos muertos con $\varnothing \geq 30$ cm (Nº ha <sup>-1</sup> )	5	7	10	5	1.268	3	0.737	-
	Tocones (Nº ha <sup>-1</sup> )	52	26	137	52	15.151	3	<b>0.002</b>	H>RT
	Árboles con cavidades (Nº ha <sup>-1</sup> )	8	69	0	40	15.872	3	<b>0.001</b>	RT=HT>H
	Madera muerta caída (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	17.1	45.0	21.1	86.8	5.428	3	0.143	-
	Nº especies de árboles	3.6	6.6	4.2	2.6	8.365	3	<b>0.039</b>	RT>HT



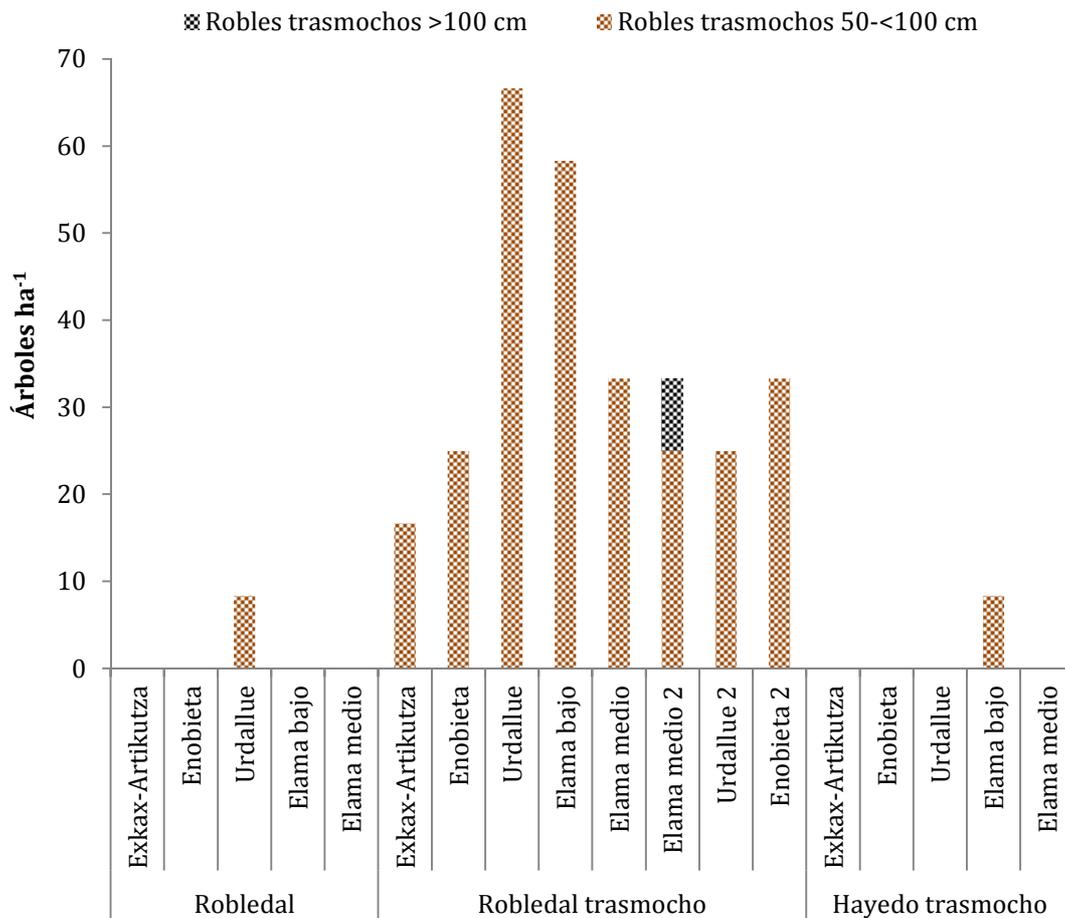
**Figura 6.** Análisis de componentes principales mostrando la relación entre tipos de bosques (símbolos) y variables estructurales forestales de interés para saproxílicos. Los símbolos azules denotan hayedos, los negros robledales, los circulares bosques de arbolado bravo y los cuadrados de arbolado trasmocho. Las iniciales junto a los símbolos se refieren a las áreas de muestreo: E - Enobieta, EA - Exkax-Artikutza, EB - Elama bajo, EM - Elama medio y U - Urdallue. La explicación de las variables estructurales se encuentra en la Tabla 4.

En cuanto a las especies diana, para *L. cervus*, los robledales trasmochos y los hayedos bravos fueron los que mayor disponibilidad de árboles o tocones de calidad presentaron (Figura 7, Anexos 3 y 4). En cuanto a áreas se registró disponibilidad de más de 20 árboles ha<sup>-1</sup> en todos los tipos de arbolado autóctono (Figura 7). Además, se observó que los trasmochos ofrecieron casi exclusivamente los árboles de mayor tamaño, con la única excepción encontrada en los bravos del robledal trasmucho de Urdallue (Figura 7).



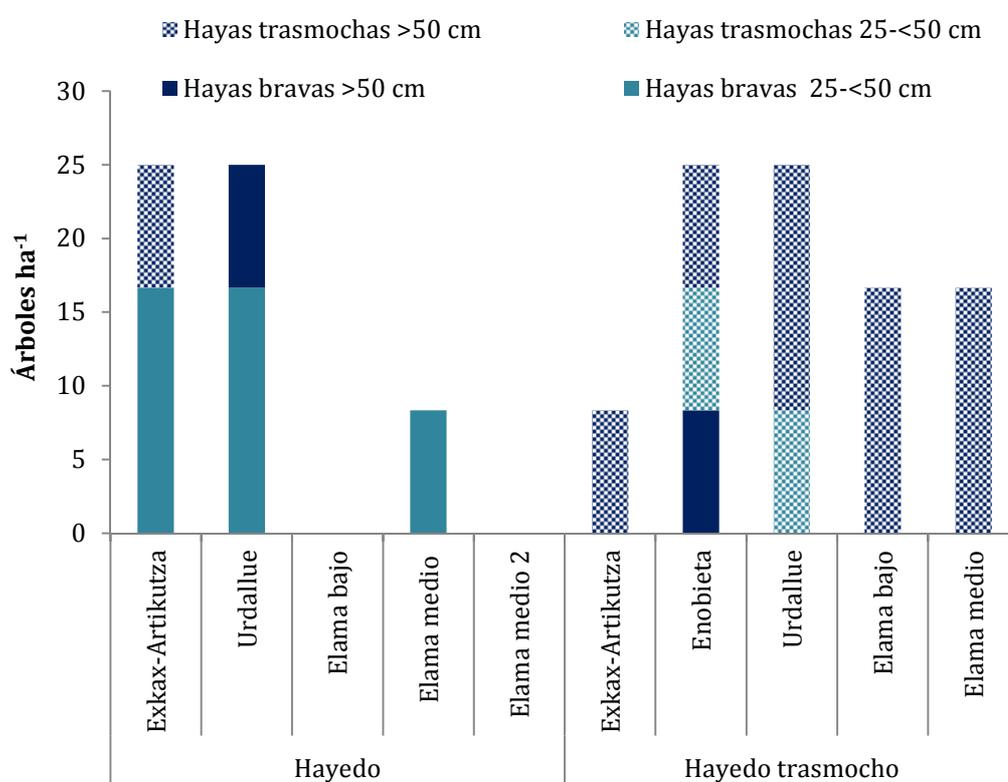
**Figura 7.** Densidad de árboles disponibles (vitalidades 4, 5 y T) para *L. cervus*. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009).

Para *C. cerdo* los robledales trasmochos ofrecieron la mayor disponibilidad de hábitat, siempre por encima de los 16 robles ha<sup>-1</sup> (Figura 8 y Anexos 3 y 4). En los demás tipos de bosques, en sólo dos parcelas se encontraron robles disponibles, que se quedaron en un valor de 8 ha<sup>-1</sup>. Además, ningún roble bravo presentó características de hábitat potencial. Por áreas, Urdallue y Elama bajo mostraron la mayor disponibilidad de hábitat y Exkax-Artikutza la menor. Sólo un roble de la parcela de Otan (Elama medio 2) presentó un tamaño idóneo ( $\varnothing > 100$  cm).



**Figura 8.** Densidad de árboles disponibles (vitalidades 3, 4 y 5) para *C. cerdo*. Datos de hayedos no trasmochos no mostrados porque no presentaron ningún árbol disponible para *C. cerdo* (Castro, 2009).

El hábitat disponible para *R. alpina* se concentró en los hayedos, aunque la presencia del mismo fue sólo constante en las parcelas de trasmochos (Figura 9 y Anexos 3 y 4). Aunque algunas hayas bravas alcanzaron tamaños idóneos ( $\varnothing > 50$  cm), el 82% se correspondió con trasmochas (Figura 9). Las hayas de este tamaño se localizaron en todas las parcelas de hayedo trasmochos y sólo en dos de hayedo bravo. En este último caso, en una parcela estas hayas fueron trasmochas. En general en todas las áreas existió disponibilidad de hábitat, observándose una densidad ligeramente superior en Urdallue (Figura 9).



**Figura 9.** Densidad de árboles disponibles (vitalidades 3, 4 y 5) para *R. alpina*. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009). Datos de robledales no mostrados porque no presentaron ningún árbol disponible para *R. alpina*.

En acuerdo a los datos aportados por los transectos, la disponibilidad de hábitat para las dos especies cavícolas, *L. violaceus* y *O. eremita* se limitó a tres y cero árboles, respectivamente. Para el caso de *L. violaceus* todos los árboles se encontraron alejados entre sí: dos en el área de Elama bajo (roblechal trasmochos de Maizolope y hayedo trasmochos de Sasiandi-Satorlepo) y en Elama medio (hayedo trasmochos de Uzku).

Los muestreos complementarios de inspección de dos horas en busca de árboles con cavidades en las parcelas de robledales trasmochos asociados a los itinerarios también rindieron números bajos (Tabla 5). De los árboles en pie contabilizados (678 robles, 71 hayas y 13 castaños) sólo se encontraron un roble apto para *L. violaceus* en Elama medio y 2 robles, 1 roble y 1 castaño en Exkax-Artikutza, Elama bajo y Elama medio, respectivamente para *O. eremita*. Todos estos árboles fueron trasmochos.

**Tabla 5.** Porcentajes de árboles con cavidades potencialmente aptas para *L. violaceus* y *O. eremita* y número de árboles inspeccionados durante el muestreo complementario en los robledales trasmochos asociados a los itinerarios (Tabla 2). El esfuerzo de muestreo fue de unas dos horas por parcela, buscando en árboles de  $\varnothing > 50$  cm. Abreviaturas: C - castaños bravos y jaros, CT - castaños trasmochos, H - hayas bravas y jaras, HT - hayas trasmochas, R - robles bravos y jaros, RT - robles trasmochos.

Robledal	% árboles		Nº de árboles muestreados								
	<i>L. violaceus</i>	<i>O. eremita</i>	R	RT	H	HT	C	CT	T	TT	Total
Iturrizar	0	0,8	5	232	2	0	0	0	7	232	239
Auntsazulo	0	0	1	133	0	46	0	0	1	179	180
Errekaundi	0	0	2	116	5	18	0	0	7	134	141
Maizolope	0	1,1	0	87	0	0	0	0	0	87	87
Sirriko-Uzkue	0,9	0,9	5	97	0	0	3	10	8	107	115
Total	0,1	0,5	13	665	7	64	3	10	23	739	762

### 3.2. Historia forestal

De acuerdo al mapa de vegetación potencial (IDENA. Disponible en: [idena.navarra.es/catalogo/gn/srv/spa/search#fast=index&from=1&to=50](http://idena.navarra.es/catalogo/gn/srv/spa/search#fast=index&from=1&to=50)) en ausencia de actividad humana, prácticamente todo el ZEC de Artikutza estaría cubierto por masa forestal con predominio claro de hayedo, seguido por robledales, masas mixtas de hayedo robledal en la parte noroeste, unos pocos marojales y alisedas confinadas a los principales cursos de agua (Figura 10). Históricamente, las actividades humanas que han ido modificando este paisaje forestal potencial han sido el pastoreo y la ganadería, la extracción de carbón y leña para industria ferrona y la tala de árboles para obtención de madera. Seguidamente, se resume la historia de la explotación general del bosque de Artikutza, después se realiza una revisión documental de la evolución del paisaje de la Finca y finalmente se analiza la vegetación antecedente de las parcelas muestreadas.

3.2.1. Historia de los principales usos históricos del territorio: Las primeras evidencias de actividad humana en Artikutza corresponden a pastoreo, manifestado por la presencia de 25 conjuntos de estructuras megalíticas que incluyen tres dólmenes, cuatro túmulos y 75 cromlech pirenaicos pertenecientes a culturas Eneolítica y de Edad del Bronce, desarrolladas entre 2000 y 900 a. de C (Barrio, 1989; Catalán et al., 1989). Estos megalitos se localizan en su mayor parte en las zonas altas de Artikutza. Tras varios siglos sin más información histórica, sólo se puede afirmar que la villa de Goizueta existía al menos desde el siglo XII (Montesinos, 2013). Las siguientes referencias al pastoreo y presencia de pastos proceden de 1270, cuando López Díaz de Haro concede una bustaliza de Anizlarrea (antigua jurisdicción de Goizueta) a la Orden de los Canónigos de Roncesvalles. Desde entonces Roncesvalles adquiere numerosos terrenos de pastos y bustalizas en Anizlarrea (Aragón, 2015) hasta que en el Apeo de información de los fuegos de Goizueta de 1427 queda constancia de que toda Anizlarrea ya es propiedad de Roncesvalles, documento que indica que los habitantes del municipio pagaban impuestos a Roncesvalles por el uso de hierbas y aguas y por llevar su ganado junto con los bustos de los canónigos (Perurena, 2008). En 1510 el Marichal don Pedro de Navarra sentencia que los vecinos tenían el derecho, del que habían gozado siempre, a tener sus vacas y becerros y cortar leña para uso doméstico, aunque nunca en seles y bustalizas (AMG/L1). Por la noche el ganado debía retirarse a los caseríos o al pueblo. Dentro de los seles y bustalizas se permitía tener hasta seis puercos propios siempre que hubiere pastos para ellos, además de cortar fresnos y árboles menudos para setos y coger leña. Por su parte, Roncesvalles tenía el derecho de explotar el ganado y el arbolado sin perjuicio ni daño al gozamiento de los vecinos. Se acostumbraba a llevar los puercos al pasto el uno de noviembre y mantenerlos allí hasta dos meses y medio (AMG/L15), si bien otras fuentes afirman que se dejaban hasta el 15 de febrero, como se menciona en la correspondencia entre Roncesvalles y Goizueta en 1783 (AMG/L30). Roncesvalles utilizó sus terrenos en Anizlarrea como pastos de invierno de sus bustos, como por ejemplo lo hizo durante todo el siglo XVII con los que poseía en Baztán, Baigorri y Roncesvalles (Aragón, 2015).

Las primeras menciones en Anizlarrea referentes a ganado bovino datan de 1521 (documento sin título. AMG/L13), a porcino de 1566 (documento sobre ventas de montes jarales. AMG/L1), a caprino y ovino en 1578 (Mutiloa, 1976) y a caballo en 1694 (documentos de prendamiento de yeguas. AMG/L20). Concretamente, en 1578, los ferrones de Artikutza, Elama, Goizarin y Urdallue acumulaban un total de 84 bueyes, 415 ovejas, 213 corderos, 159 cabras, 97 cabritos, 20 cerdos y 6 puercos (Mutiloa, 1976). En todos los legajos citados del AMG queda constancia, desde esos años, de la presencia de todos los tipos de los mencionados ganados en Anizlarrea. Sin embargo, en 1815 Roncesvalles adquiere total posesión y usufructo de Artikutza (AMG/L50) y en 1818 prohíbe la entrada de cabras, aunque aún permite el pasto de bellota, como se

indica en la Escritura del Convenio Facero entre Goizueta y Artikutza (AMG/L75). Tras la enajenación de Artikutza por parte del estado, el 26 de julio de 1844 el Boletín Oficial de Venta de Bienes Nacionales Nº 1835 (copia en AMG/L35) anuncia la venta del terreno indicando que tanto los vecinos de Goizueta como los dueños de las ferrerías tenían derecho a pastos los primeros y a tener un número limitado de cabezas los segundos, siempre que no se tratase de ganado cabrío. Se obligaba a permitir el derecho a los vecinos a pasto al ganado autorizado (vacas, lanar, yeguas y cerdío) en el territorio comprendido entre el puente Oronoz a la cresta de Unalbidegui y hasta Arriurdineta y por el río hasta Goizarin y el término de Eliberria en las limitaciones de Elama, quedando el resto de terrenos para el disfrute del ganado de las ferrerías. Esta situación especial de esta porción del territorio de Elibarria en Artikutza, procedía de la concesión de la Colegiata a los vecinos de Goizueta en contrato enfiteúutico de este enclave en 1541 (Hecho ajustado de los cuatro pleitos entre el cabildo de Roncesvalles y la villa de Goizueta de 1752. AMG/L35). Ya más tarde, en 1903 el ingeniero Tomás Erice califica de anárquica la distribución del ganado en la finca (AMSS/LI2051/E1). En 1909, el entonces propietario, Marqués de Acillona, ordena retirar el ganado de Artikutza, ante las quejas de los vecinos de la Villa, que defienden tener derecho a pastos. El marqués respondió argumentando que tomó tal decisión para salvar el arbolado de la finca, que la adquirió, además, sin ninguna servidumbre de pastos (1909-1910. Cartas entre el Marqués de Acillona y Goizueta. AMG/L75). Independientemente de la resolución de este conflicto de intereses, en 1919, cuando el Ayuntamiento de San Sebastián adquiere la Finca, ordena retirar el ganado existente en la misma, volviéndose a producir las mismas reclamaciones por parte de los pastores de Goizueta. El caso es llevado a juicio y en 1921 se sentencia en favor de San Sebastián para llevar a cabo el Interdicto de 1920 para expulsar a los pastores de Artikutza (AMG/L75). A pesar de ello y de que el cierre de la Finca fue probablemente total en 1924, aún se prendieron 838 cabezas de ganado lanar y 26 de caballar en 1919, 5070 de lanar, 48 de vacuno y 23 de porcino en 1920 y 10882 de lanar en 1921 (AMSS/LI2048/E1, E4). Desde entonces la presencia de ganado ha sido constante en mayor o menor medida en Artikutza, como lo atestiguan los partes de guardas forestales de la finca entre 1956-1969 y 1980-1993 y los talonarios y recibos de entrega de ganado prendido entre 1952-1993 (DGA). Actualmente, sigue siendo habitual la presencia de ovejas, vacas y yeguas en todo el ZEC de Artikutza (Castro, 2009, observación personal).

Aunque el empleo de leña para la metalurgia se desarrolló en el territorio desde tiempo inmemorial (Mutiloa, 1976), sólo se puede precisar la existencia de las ferrerías de Elama, Egarquiza y Goizarin desde antes de 1369, mientras que la de Artikutza dataría del periodo entre 1347-1494 (Mugueta, 2009). Actualmente existen vestigios de todas ellas excepto de la de Egarquiza, que se situaría en el paraje hoy conocido como Egazkin (Mugueta, 2009). Los ferrones explotaban las ferrerías bajo un contrato enfiteúutico con la Real Colegiata de Roncesvalles, que consistía en la administración de las ferrerías, a pesar de que realmente perteneciesen a Roncesvalles, con derecho a aprovechar las minas, bosques y realizar plantaciones (Mutiloa, 1976; Catalán et al., 1989). Tenían permitido extraer leña para carbón en los alrededores de las ferrerías, pero no árboles bravos por su valor para pasto, al menos sin permiso de la Colegiata y en casos especiales como para reparación de edificios, tal y como es clarificado por esta misma en numerosos pleitos entre ferrones y Goizueta (AMG/L13). Para obtener una 1 Tm de hierro, se necesitaban más de 3 de carbón vegetal y esto suponía al final más de 6 en leña (Catalán et al., 1989). Los ferrones solían obtener la leña de árboles jaros o jaras, con varias ramas desde su base, que se podaban cada 12, 15 o 20 años por pie, vedándose la entrada al ganado a los jarales con brotes jóvenes (documento sin nombre posterior a 1766. AMG/L13). La primera referencia a jarales encontrada para Anizlarrea se sitúa en 1566 (documento sobre ventas de montes jarales. AMG/L1). Más tarde, la leña también se comenzó a obtener de árboles trasmochos, que se podaban cada 12 o 14

años (documento sin nombre de 1768. AMG/L13). Las citas más tempranas encontradas de trasmochos en Anizlarrea proceden de una venta en 1730 de 28 robles trasmochados en 1725, sin más especificaciones (Hecho ajustado de los cuatro pleitos entre el cabildo de Roncesvalles y la villa de Goizueta de 1788. AMG/L35).

El fin de la actividad de todas las ferrerías ocurrió en el siglo XIX. Se sabe que en 1826 todavía estaba activa la de Artikutza (Mutiloa, 1976) y que en 1842 aún existían las de Elama y Goizarin, ya expropiadas a Roncesvalles por la nación (AMG/L75). Las dos habrían dejado de funcionar hacia 1863 (Melo, 1999), aunque en la Tasación de la posesión de Artikutza de 1850, se afirmaba que las carboneras y herrerías de ambas no funcionaban desde hace años, encontrándose en estado ruinoso e improductible y por tanto no incluidas en el catastro (AMG/L75). Sin embargo la extracción de leña continuó hasta principios del siglo XX. Así, en 1903 el ingeniero Tomás Erice estimó la edad de numerosas jaras en tres años, si bien algunas llegaban a los 48 años (AMSS/LI2051/E1). En 1918 Benito Menéndez, informó que los trasmochos y jaras de la finca se cortaban a turnos de 1-8 años (AMSS/LI2048/E3). Finalmente, la última referencia de extracción de leña procede de ventas realizadas en 1920-1922 (AMSS/LI2048/E1 y E6). Desde principios del siglo XX hasta dichos años hubo unos 15 leñadores trabajando en Artikutza (Zabala, 1969). De todas maneras, en 1969 se señala la extracción de leña por poda de trasmochos (Celaya, 1969), sin embargo no se ha encontrado más documentación que lo confirme.

La tala de árboles para obtener madera, sobre todo para navíos, también tuvo lugar en Artikutza y hasta la desamortización en 1844 corrió a cargo de la Real Colegiata de Roncesvalles. En correspondencia llevada a cabo entre la villa y Roncesvalles en 1780 se citan cortas realizadas en 1608, 1653, 1658, 1660, 1750 y 1761-1768, destinadas las del siglo XVIII para la flota de la Armada y para el Convento de las Religiosas Descalzas de Lesaca (AMG/L15). En 1775 hay un acuerdo de pago de 1250 tablas de roble a la Compañía Guipuzcoana de Caracas para fabricar navíos (AMG/L13). A partir de 1847 Artikutza pasó a manos de los empresarios Nazario Carriquirri y Joaquín Fagoaga (AMG/L75), que explotaron las minas y extrajeron madera y carbón (Montesinos, 2013). Esta explotación intensiva de Artikutza continuó con los siguientes propietarios (Mutiloa, 1976; Montesinos, 2013): Loubiere y Cinto (1896-1902), que construyeron el ferrocarril en 1898, el Conde de Aldama (1902-1903) y Rafael Picavea y el Marqués de Acillona (1903-1919) que sucesivamente crearon la Compañía Forestal de Articuza (1903) que no duró un año, la Sociedad Explotadora de Articuza (1906-1908) y la Compañía Explotadora de Articuza (1912). En el escrito de venta de 1896 a Loubiere y Cinto se advierte de una venta de 2000 árboles ya apalabrada en 1893 (AMG/L75). Entre agosto de 1907 y enero de 1908 aparecen anuncios publicitarios en el Heraldo Alavés (FRKM) en los que la Compañía Explotadora de Articuza exporta carbón vegetal y maderas de roble, haya y castaño, todo en clases muy superiores. Incluso tras la posesión de la finca en 1919 por el Ayuntamiento de San Sebastián, aún tuvieron lugar talas de árboles. Así lo explica en 1920 el inspector general de la segunda región forestal Juan Lizasoain en cartas dirigidas al presidente de la comisión de Articuza y al alcalde de San Sebastián, criticando las cortas a hecho, que contratadas por el anterior dueño, se seguían ejecutando en la finca, sugiriendo indemnizar a los explotantes para terminar con ellas (AMSS/LI2048/E4). Desde este mismo año hasta 1934 se procede a plantar cientos de miles de árboles de especies exóticas, coníferas y robles americanos, que se consideraban más rentables que las especies autóctonas (AMSS/LI2048/E1, E3; Mutiloa, 1976). Más tarde algunas de estas plantaciones se fueron talando, siendo sustituidas por otras nuevas de manera intermitente entre 1953 y 2004, algunas incluso con especies autóctonas (DGA/Libro resumen de plantaciones).

A pesar del aprovechamiento forestal llevado a cabo durante la gestión por San Sebastián desde 1919, la necesidad de mantener la pureza de las aguas de las cuencas de Artikutza y la difícil accesibilidad permitieron que en la mayor parte de la superficie la vegetación evolucionara espontáneamente (Catalán et al., 1989; Castro, 2009), orientándose el uso en las últimas décadas hacia la conservación de la biodiversidad y sus hábitat y de actividades de ocio y divulgación medioambientales (Agirre, 2003), hasta su declaración como ZEC en el año 2016.

3.2.2. Evolución del paisaje forestal: desde la Edad Media, la combinación de los aprovechamientos del bosque para pastos, carbón y madera requirió ordenar el territorio. Hasta el siglo XVIII, la documentación histórica señala que en Anizlarrea los terrenos alrededor de las ferrerías estaban predominantemente ocupados por jarales que se podaban para leña para carbón, entre los cuales, los poseedores de brotes jóvenes se vedaban para evitar daños por parte del ganado (AMG/L13). Esparcidos por el territorio existían terrenos reservados para el ganado de Roncesvalles llamados seles y bustalizas, los cuales, existían desde antes de su pertenencia a la Colegiata, aunque quizás con una delimitación distinta (AMG/L1, L13). En los seles y bustalizas se potenciaba la permanencia de árboles bravos para la producción de pasto de bellota y permitir el refugio de los animales frente a los rigores climáticos (AMG/L13). El resto del territorio se utilizaba principalmente para el disfrute del ganado por parte de los vecinos de Goizueta, existiendo en el mismo tanto árboles jaros como bravos (AMG/L13). Con gran diferencia, los árboles principalmente presentes y aprovechados para estos usos fueron el roble y el haya (AMG/L13) y cualquier árbol muerto o derribado por fenómenos naturales era rápidamente utilizado (AMG/L15). Alrededor de edificios habitados existían pequeñas huertas y plantíos de árboles frutales como castaños, manzanos y perales para consumo doméstico (AMG/L1, L15). Diseminados en el paisaje también se citan la presencia de otras especies de árboles como fresnos, avellanos, acebos, endrinos y espinos, con presencia de cierta importancia de castaños (AMG/L13, L15), sobre todo en las orillas de los ríos (Documento sobre el ganado de cerda posterior a 1777. AMG/L15).

A partir de la segunda mitad del siglo XVIII muchos jarales ya habían sido sustituidos por trasmochos y varios árboles bravos se podaban para transformarlos en trasmochos (AMG/L13, L15). Roncesvalles reconoció su intención de hacer de los trasmochos el arbolado dominante en Anizlarrea, por su utilidad al permitir los tres tipos de uso del territorio simultáneamente y en el mismo espacio (AMG/L13, L15). Esta decisión se tomó tras un largo periodo en el que se repitieron ciclos de escasez de arbolado bravo en Anizlarrea por cortas realizadas en 1608, 1653, 1658, 1660 y 1750, con las consecuentes quejas de los vecinos de Goizueta por escasez de pastos de bellota y arbolado para proteger al ganado (AMG/L13, L15). Para demostrar esta situación, los vecinos de Goizueta presentaron en 1776 un “Testimonio en relación a que no ha habido pasto suficiente para el ganado en Goizueta” (AMG/L13). En este testimonio se listaban conteos de ganado porcino y disponibilidad de pasto para los mismos en varios años desde 1724 a 1775. En los 40 años en los que se realizaron los conteos el número de puercos fue superior al pasto de bellota disponible. El total de cerdos osciló entre los 102 de 1736 y los 829 de 1768.

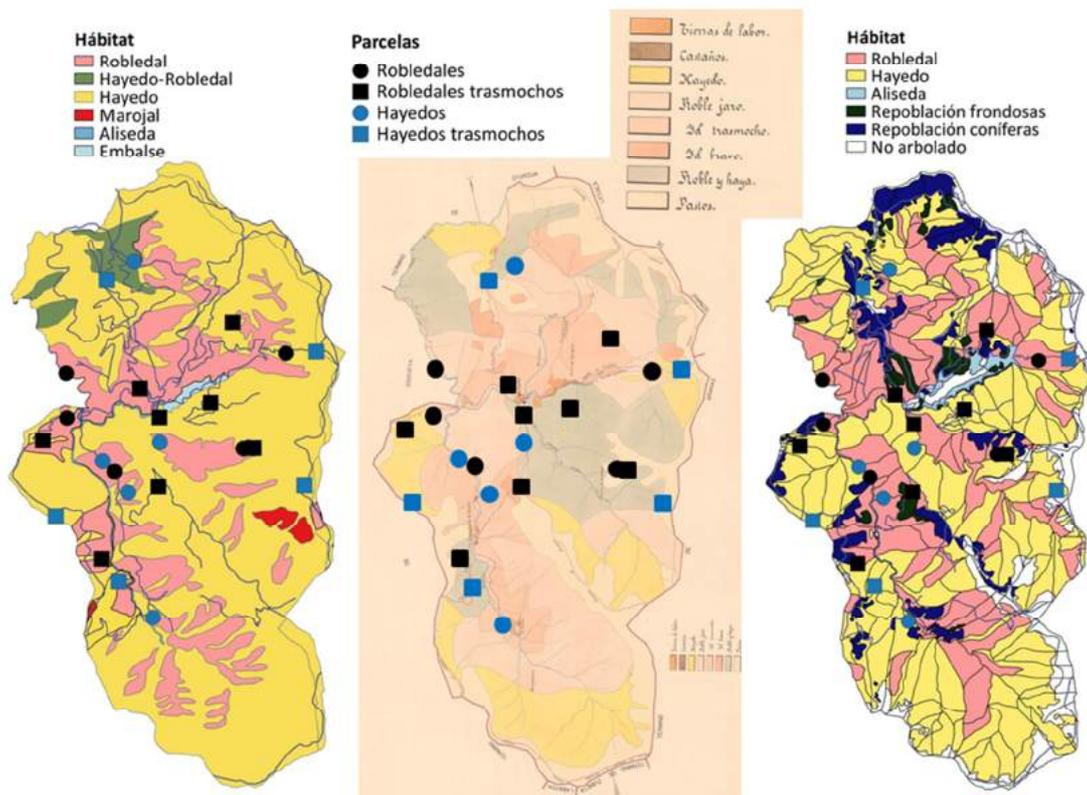
Más aún, también debió haber una falta de existencias de leña, ya que existen varios documentos en los que Goizueta denuncia la corta de árboles bravos entre 1750-1775 para reducirlos a carbón en los alrededores de las ferrerías de Artikutza, Elama, Goizarin y Urdallue y afectando a varios enclaves de Artikutza: Acua (Aku), Aranchoco (Biureta), Belzunza, Basajaunegui (Basain), Choricantariaga (Txorikantari), Escasbera (Exkaxpe), Izurritzi y Pasabidegui (AMG/L13). Con este destino se llegan a cortar 2103 árboles bravos y se trasmochan 878 en Artikutza, afectando al paraje de Aranchoco y a los seles

de Acue, Arriurdineta, Basabidegui, Choricantariaga, Enubieta, Errotarrieta, Escasbera, Izu, Satorbarro (Sator Lepo) y Urdallue (Hecho ajustado de los cuatro pleitos entre el cabildo de Roncesvalles y la villa de Goizueta de 1752. AMG/L35). En estos documentos el trasmochado se describe como el corte de la mitad del cuerpo del árbol, quitando el cuerpo principal y el ramaje de la parte superior. En el mismo Hecho Ajustado, Roncesvalles señala que en los últimos 18 años plantó 30 000 plantas en los parajes de Egazquia, Naparlepo, Escamendi, Goizarin (alrededor de la ferrería) y otros y que también trasmochó en Argarate, Errotarrieta, Maizolope, Oronozcozubieta y Egazquia. Sin embargo, los vecinos muestran su malestar por la juventud de los árboles plantados, afirmando que tardarán 60-80 años en ser útiles al ganado, como es el caso de los de Urdallue, Izu e Izurritzi. También remarcan que la proliferación de viveros con plantitas resta todavía mayor espacio para el ganado.

En cualquier caso, la crisis del arbolado bravo dio lugar a una gran campaña de plantación por parte de Roncesvalles en Anizlarrea. Así, en el periodo de 1751-1766 se plantaron 28557 robles, 1005 castaños y 300 abetos, estos últimos traídos de Irati (Mutiloa, 1976). De esta forma establecieron varios viveros vedados al ganado en espera de que los arbolitos crecieran para transplantarse al terreno definitivo (Mutiloa, 1976). Por ejemplo, en 1762 se plantaron 558 robles en Escas y Argarate y 325 en Soraundi y en 1763 se repitieron plantaciones de robles en Escas (Mutiloa, 1976). Además, aunque quizás no afectaron a Artikutza, en otras zonas de Anizlarrea también se plantaron decenas de miles árboles en los viveros de Alcaso, Añón, Berazacun, Erausna, Espide, Guriondo, Larriz y Lizarazuco Urriztia (AMG/LI17). De ellos, se transplantaron a campo abierto entre 1766-1793 22949 robles, siete castaños, 797 hayas y 14566 árboles sin especificar. Según las directrices indicadas, los trasplantes se hacían cuando los árboles alcanzaban un grosor de 5-6,5 onzas ( $\approx$  11-14 cm). Se dejaba una separación de 8 codos ( $\approx$  4 m) entre robles bravos, 10 ( $\approx$  5 m) entre robles trasmochos, 12 ( $\approx$  6 m) entre hayas y 12-14 ( $\approx$  6-7 m) entre castaños.

En la entrada al siglo XIX el terreno arbolado se habría reducido bastante en Anizlarrea, tal como se describe en 1801 (Dictamen de título ilegible. AMG/L13). Sin embargo, las plantaciones debieron dar fruto para entonces, ya que hubo pasto de bellota suficiente para el ganado de cerda en todos los años en los que se contabilizó (1788, 1792, 1798, 1801 y 1804), a excepción del año 1798 (Traslados y declaraciones y manifestaciones del ganado cerdío para pastos en el término de Anizlarrea. AMG/L13). El número de puercos osciló entre los 305 de 1804 y los 724 de 1801. Incluso en un informe de lista de fincas y bienes realizado en 1806 se destaca la considerable extensión de los montazgos de Artikutza y Goizarin para surtimiento de carbones, criándose y conservándose en los mismos buena porción de árboles bravos (Mutiloa, 1976). La buena provisión de los montazgos en Artikutza se corrobora en estimas realizadas entre 1818-1826, tanto es así que muchas ramas llevaban más de 20 y 30 años sin podar (Mutiloa, 1976). Sin embargo, en 1827 se contaron 23643 árboles bravos en todo Artikutza (Mutiloa, 1976), lo que daba un promedio de unos 6 bravos ha<sup>-1</sup>. Clasificados por tamaños, 2705 fueron grandes (14-18 codos o  $\approx$  7-9 m de largo y 14-16 pulgadas de grueso o  $\approx$  31-35 cm), 4447 medianos (12-16 codos o  $\approx$  6-8 m y 12-14 pulgadas o  $\approx$  26-31 cm) y 16491 pequeños (10-12 codos o  $\approx$  5-6 m y 6-10 pulgadas o  $\approx$  13-22 cm). En el ya mencionado anuncio de la venta de Artikutza (AMG/L35) tras la desamortización, se cuenta que entre 1827 y 1836 se estipuló con los arrendatarios de las ferrerías la creación de varios viveros para repoblar los montes y ensayar plantaciones con pinabetes. En el mismo anuncio se señalan como aprovechamientos principales los pastos y las maderas para combustibles y construcción. También se destaca que el valle alrededor de Goizarin se encontraba bien poblado de árboles trasmochos de roble, haya y castaño.

Estando Artikutza en propiedad por Carriquirri y Fagoaga, se confeccionaron dos mapas, el de Brean de 1863 (AMG) y el de la Diputación Foral de Navarra de 1870 (AGRN). El primero fue actualización de uno anterior realizado en 1792 y actualmente desaparecido del AMG. En este mapa se observa como casi todo el territorio está ocupado por arbolado de trasmochos, jarales y bravos exceptuando los rasos en zonas altas como el cordal de Akue-Beltzuntza, el cordal de Loitzate-Arlepo, los alrededores de Lakueta y Altueta, la ladera de Bianditz a Exkax, cordal de Bianditz a Elutsa y las cotas de Exkax e Irumugarrieta. El mapa muestra que los árboles jaros se diseminaban por todo el territorio entre bravos y trasmochos. La copia del mapa no permite distinguir entre trasmochos y bravos, pero sí indica predominancia de arbolado no jaro en las áreas reconocidas en el presente trabajo como Exkax-Artikutza y Enobieta, codominancia en el resto de áreas y mayor densidad de jaros al sur de Arriurdiñeta y la parte alta de la cuenca del Elama (esta última no se incluye en el presente trabajo). También localiza 54 seles y bustalizas dentro de Artikutza y uno que incluía una parte en la finca (Unalbidegui). 35 seles no se encontraban amojonados. Estos seles se presentan en forma cuadrada, aunque en el anuncio de la venta de la finca se indicaba que eran de forma circular con un diámetro de 613 varas castellanas ( $\approx 512$  m), o con una extensión de 168 brazadas según el convenio de 1680 entre Roncesvalles y Joanes de Garbiso (AMG/L20) y un documento sin título de 1780 (AMG/L15), si bien este último deja claro que estas medidas son aproximadas. El mapa no muestra seles en la parte de Eliberria en Artikutza. Por otra parte, el mapa de 1870 representa la vegetación de la zona (Figura 7) y muestra bastante acuerdo con el anterior en cuanto al terreno desarbolado, con la salvedad de una mayor continuidad de los rasos desde Exkax hasta Pagolleta. Según este mapa, el territorio estaba sobre todo cubierto de robledales jarales y trasmochos, así como superficies mixtas de hayas y robles. El hayedo también ocupaba un área importante, mientras que los robledales de bravos aparecían diseminados en áreas menores y los castaños se confinaban a áreas muy reducidas y puntuales en las orillas de los ríos Elama y Enobieta. En el documento de la venta de Artikutza a Loubiere y Cinto de 1896 (AMG/L75) se describe la finca como montes arbolados bravos, trasmochos, jarales con seles, hierbas y agua. Más concretamente, señala la presencia de 13 seles poblados de árboles de haya y roble con presencia también de fresnos y avellanos en los montes y laderas circundantes a la ferrería de Elama (correspondientes a la parte de Eliberria en Artikutza). En 1898, promovido por Loubiere y Cinto, se construyó el ferrocarril para la extracción de madera y carbones (Mutiloa, 1976).

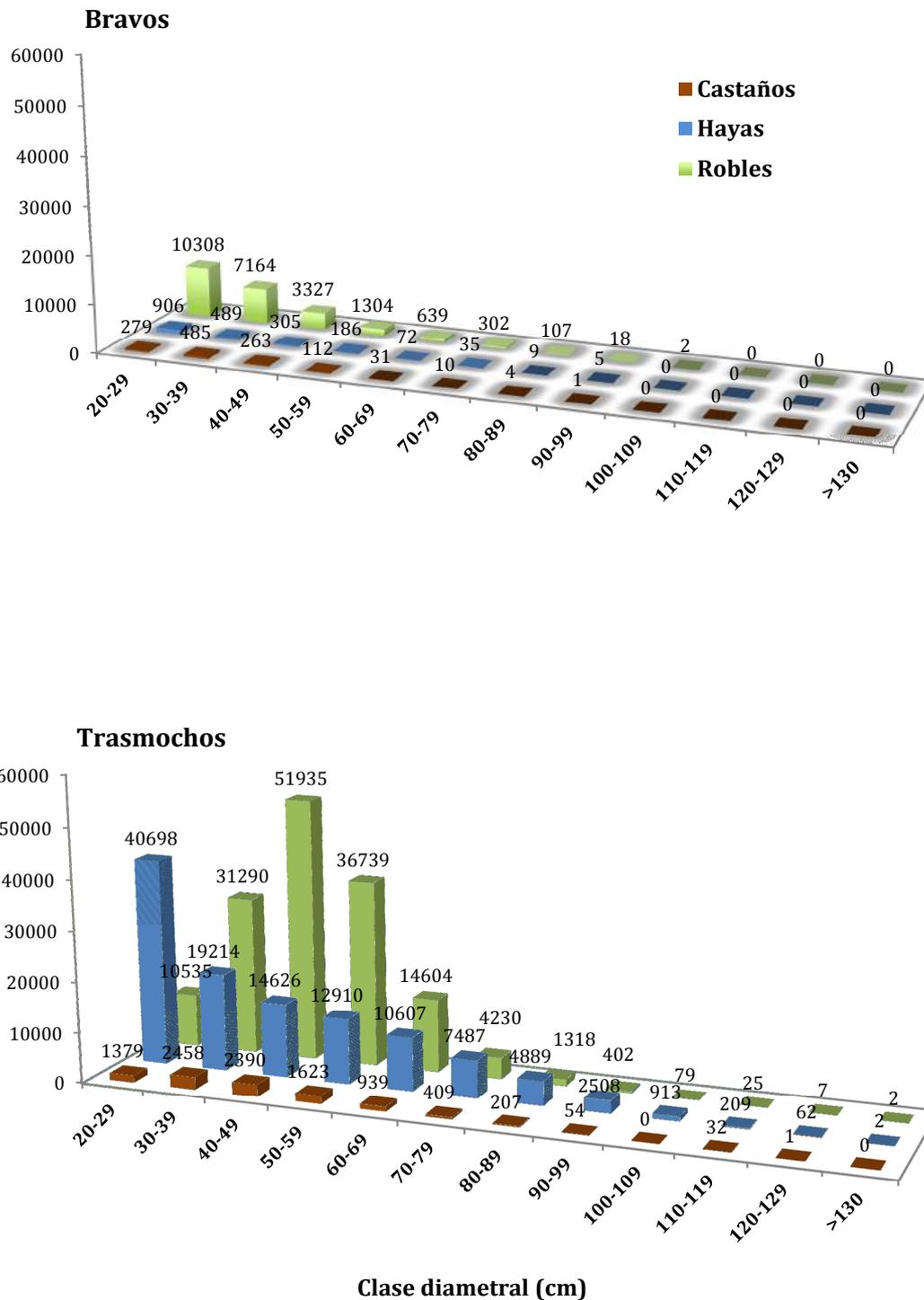


**Figura 10.** Localización de las parcelas de muestreo en los mapas de vegetación: potencial (izquierda), presente en 1870 según la Diputación Foral de Navarra (centro) y actual (derecha) según Ekilan S.L. (2012).

En 1903 el ingeniero Tomás Erice realizó un inventario de todos los árboles de diámetro mayor a 20 cm en Artikutza (AMSS/LI2051/E1). Los principales árboles, por orden de predominancia fueron robles, hayas y castaños. Fresnos, tilos y arces se encontraban en los enclaves más frescos y fértiles, mientras que se podían ver sauces y alisos en orillas de ríos y arroyos. Erice contabilizó un total de 302154 árboles, entre los que se encontraban 151764 robles trasmochos, 114364 hayas trasmochas, 23069 robles bravos, 9503 castaños trasmochos, 2010 hayas bravas y 1174 castaños bravos. El área de Artikutza se estimó en 3726 ha, de las cuales 2073 correspondieron a arbolado trasmucho y bravo (56%), 938 a jarales (25%) y 715 a rasos (19%). Distinguió en el territorio 35 rodales de arbolado trasmucho y bravo y 9 parcelas de jarales. En todos los rodales, a excepción de 46 ha entre Goizarin Sarobe y la regata de Artikutza, predominaba el arbolado trasmucho. En todos coexistían robles y hayas a excepción del paraje de Beotegia (entre la vía del ferrocarril y la regata de Erroiari), una superficie de 35,5 ha compuesta por robles y castaños. Además, en 29 rodales (1498,9 ha, 40%) los robles fueron más numerosos que las hayas (574,1 ha, 16%). Las seis parcelas con predominio de hayas se distribuían por las zonas altas de los cordales limítrofes de Artikutza, desde Bidango hasta la zona alta del arroyo Unalbide.

Analizando las mediciones diametrales de Erice y organizándolas por intervalos, se observa que en 1903 los robles y castaños trasmochos presentaban una distribución unimodal en el intervalo 40-49 cm, mientras que en el resto de los casos aumentaba la frecuencia de árboles al disminuir el diámetro (Figura 11). En todos los rodales con robles trasmochos, las distribuciones por frecuencias diametrales fueron unimodales: en 28 casos entre 40-49 cm, en cuatro entre 30-39 cm y en tres entre 50-59 cm. En 14

rodiales las distribuciones de hayas trasmochas fueron bi- o multimodales, situándose la moda mayor en 50-59 cm en 13 ocasiones, en 20-29 cm en nueve, en 60-69 cm en siete, en 40-49 cm en cuatro y en 80-89 cm y 90-99 cm en una ocasión.



**Figura 11.** Número total de árboles bravos y trasmochos de diámetros mayores a 20 cm presentados por clases diametrales y medidos en 1903 en Artikutza (Erice, 1903).

En 1918-1922 el arbolado trasmocho seguía dominando el paisaje de Artikutza, con contadísimos árboles de aprovechamiento maderable, según los informes de Benito Menéndez, director de Parques, Jardines y Bosques de San Sebastián (AMSS/LI2048/E3). Sin embargo, el área arbolada se estimó esta vez en unas 2110 ha (57%). Las cuencas de Añarbe, Artikutza e Iturrola se encontraban totalmente arboladas, las de Erroiari, Enobieta, Urdallue y Elama parcialmente y ya existían viveros de fresno, roble americano, nogal, castaño, chopo de Lombardía, falsa acacia y olmos, así como plantaciones de pino radiata y chopos. El primer administrador de Artikutza para San Sebastián, Martín Alberdi, promovió el desarrollo del arbolado bravo y experimentó con la introducción de especies exóticas, creando nuevos viveros y plantando 621800 pinos silvestres, más de 51900 pinos laricio, 6750 robles americanos, 5700 robinias y 3600 píceas entre 1921-1924 (AMSS/LI2048/E1, E3). También afirmó que los jarales talados de pocos años presentaban crecimiento lento debido al *Oidium*, temiendo que llegado el turno no sobrevivieran a la tala y describió el paisaje forestal como una dehesa arbolada compuesta por trasmochos de hayas y robles y jaras. También observó el crecimiento del haya en numerosos jarales de roble, sospechando que por evolución natural prácticamente todo Artikutza llegaría a ser un hayedo. Además, recomendó terminar con la explotación del carbón de jaras y trasmochos por un lado y plantar robles americanos y hayas bravas en detrimento de los robles, con escaso vigor entonces por la enfermedad del *Oidium*. Bajo su administración, en 1934 se realizaron nuevas repoblaciones con 100 000 pinos silvestres, 50 000 pinos laricios, 50 000 abetos Douglas o pinos radiata, 50 000 hayas y 1000 castaños del Japón (Mutiloa, 1976). La relación parcelaria realizada por Martín Alberdi rindió 1124,75 ha (31%) para el jaral de roble, 865,29 ha (24%) para el hayedo, 377,73 ha (10%) para el robledal trasmocho, 5,95 ha (0,2%) para el robledal bravo, 61,39 ha (2%) para otras frondosas autóctonas (alisos, castaños, avellanos y fresnos), 460,84 ha (13%) para arbolado alóctono (pinos, acacias) y 712,27 ha (20%) para terreno desarbolado. El terreno fue dividido en 546 parcelas: 120 fueron de terreno desarbolado, 99 de hayedo sin más especificaciones, 90 de robledal jaro, 88 de robledal trasmocho, 81 de plantaciones exóticas, 62 de varias especies de frondosas autóctonas. Este documento se presenta sin fecha, pero se debió confeccionar entre 1936-1953, dado que el mapa adjunto incluye la carretera que llega al poblado y Martín murió en 1953.

A finales de los 60 se habló de Artikutza como aún tupida por arbolado trasmocho de roble, haya y castaño, con síndromes evidentes de pudrición y con predominancia de la primera especie (Celaya, 1969). En estos años se iba procediendo lentísimamente a la corta y venta de bravos y tala de trasmochos para leña, repoblando lo que se talaba (Celaya, 1969). Así, entre 1953-1976 se plantaron 221230 hayas, 50960 alerces, 34214 pinos radiata, 30450 abeto Douglas, 18550 pinos marítimos, 15159 abetos rojos, 15090 robles americanos, 3500 pinos laricios, 310 chopos, 300 cipreses de Lawson, 36 tilos y 10 cerezos (DGA/Libro de plantaciones). En los años 1990 y 1991 se llevaron a cabo plantaciones de 2800 hayas, 300 cipreses de Lawson, 100 manzanos y 60 robles. Un último tramo temporal de plantaciones tuvo lugar entre 1998-2004: 7165 hayas, 4250 abetos Douglas, 1830 pinabetes, 1830 robles, 1248 robles sésil, 1017 marojos, 905 abedules, 678 serbales, 394 pinos laricio, 357 acebos, 295 álamos temblones, 270 castaños japoneses, 270 fresnos, 220 arces campestres, 200 cerezos, 183 tejos y 35 espinos. Así, desde la adquisición de Artikutza por parte de San Sebastián, las plantaciones de los años 20 y 30 se hicieron con fines de extracción de madera. Entre los años 50-70 y principios de los 90 se fueron talando y repoblando varias de ellas.

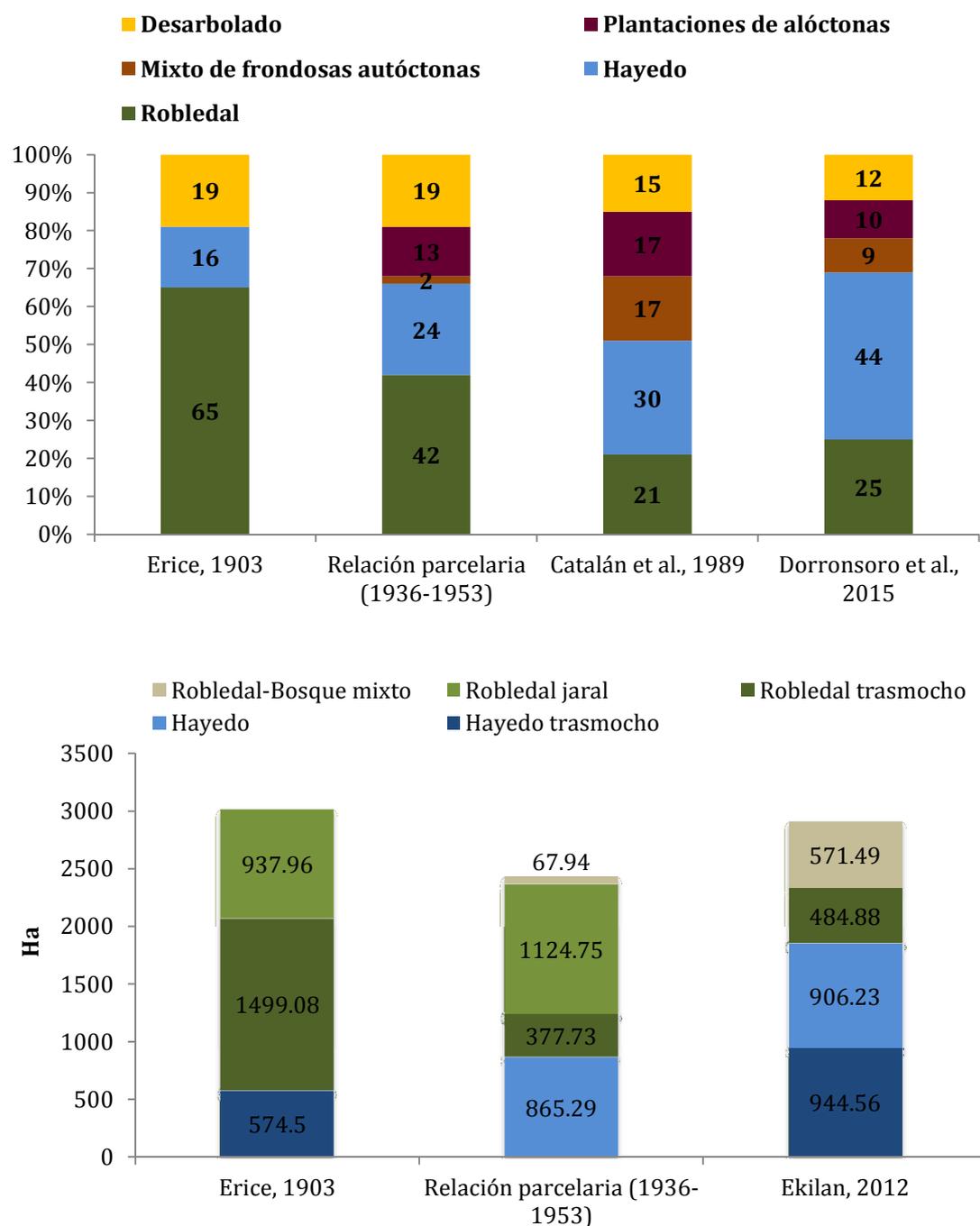
Entre finales del siglo XX y principios del XXI, las repoblaciones se llevaron a cabo, además, para cubrir zonas desarboladas por temporales y potenciar el arbolado

autóctono. Principalmente se fueron talando especies exóticas, exceptuando algunas hayas de la parte noroeste de Artikutza. Resultado de tales actuaciones, limitadas a zonas específicas, y de la evolución espontánea del arbolado en numerosos lugares de Artikutza tras las restricciones al paso del ganado (Castro, 2009), a finales de la década de los 80, en el área de Artikutza, que se estimó en 3700 ha, el hayedo ocupaba 1135 ha, el robledal 800 ha, las plantaciones de especies exóticas 710 ha, las masas mixtas de hayas y robledales 630 ha y las áreas desarboladas y el embalse 426 ha (Catalán et al., 1989). Más recientemente, se han observado cambios en estas superficies para un área total estimada de 3652 ha (Dorronsoro et al., 2015): hayedo 1592 ha, robledal 907 ha, plantaciones de exóticas 382 ha, bosques riparios 344 y terrenos no arbolados y embalse 428 ha. El arbolado trasmucho aparece todavía en gran densidad en gran parte de Artikutza, excepto en el sur (Ekilan, 2012), en la parte que antiguamente correspondía al término de Eliberria. Según los datos de las parcelas de trasmochos investigadas en el presente trabajo, se estima que un 27% de los robles trasmochos y un 20% de las hayas trasmochas han muerto (Tabla 6).

**Tabla 6.** Número de robles y hayas trasmochos y porcentajes (entre paréntesis) contabilizados en las parcelas de trasmochos.

Especie	Vitalidad	En robledales	En hayedos	Total
Roble	Vivos	85 (80)	10 (40)	95 (73)
	Muertos en pie	7 (7)	1 (4)	8 (6)
	Tocones	14 (13)	14 (56)	28 (21)
	Total	106 (100)	25 (100)	131 (100)
Haya	Vivas	2 (67)	35 (81)	37 (80)
	Muertas en pie	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	Tocones	1 (33)	8 (19)	9 (20)
	Total	3 (100)	43 (100)	46 (100)

Por tanto, desde 1903 el paisaje forestal ha evolucionado de la siguiente manera: 1) aumento de toda la superficie forestal, 2) disminución del robledal, 3) aumento del hayedo, 4) disminución de la superficie con predominio de trasmochos, 5) primer aumento con máximo en 1989 de las plantaciones de especies exóticas, 6) con disminución a partir de entonces que paraleliza la disminución y posterior recuperación de la masa forestal autóctona (Figura 12).



**Figura 12.** Evolución de las masas forestales en Artikutza en los siglos XX y XXI. Arriba: expresada en porcentajes, de las diferentes masas forestales y terrenos desarbolados en Artikutza. Abajo: evolución por superficie total de masas forestales autóctonas y portes de arbolado (datos completos no siempre disponibles).

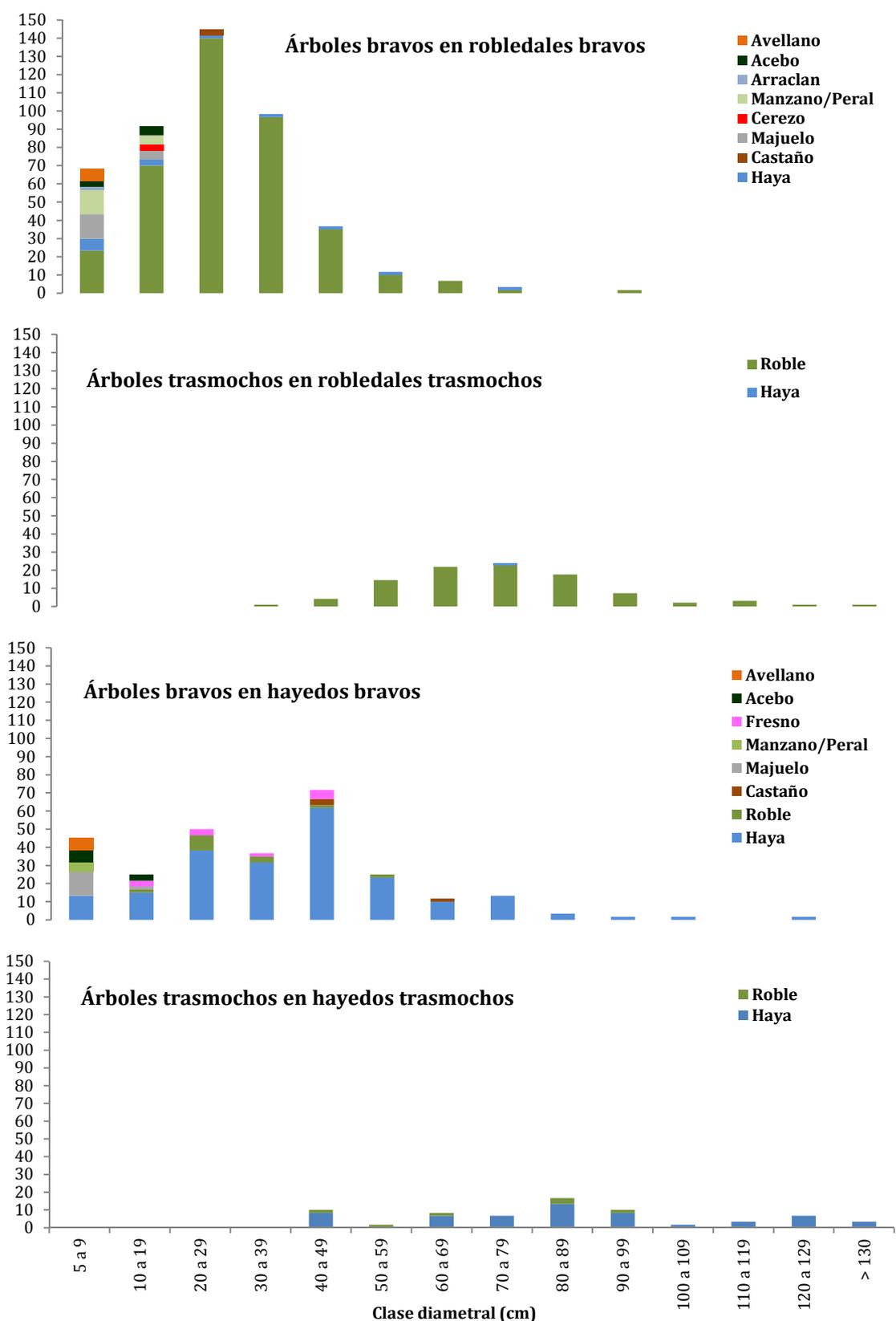
**3.2.3. Evolución histórica y estructura actual de las parcelas de muestreo:** conjuntando la información de regeneración, pies multifurcados y callosidades (Anexo 7), de estructura del arbolado (Anexo 8) y la localización en los mapas de vegetación potencial, de los años 1863 y 1870 y actual y de los informes de Tomás Erice de 1903 y de Martín Alberdi (Figura 10 y Tabla 7), se observa que: 1) los actuales robledales bravos se desarrollan sobre previos jarales de roble y tienden a permanecer como robledales, 2) la mitad de los robledales trasmochos tienden hacia hayedos bravos, 3) todos los hayedos bravos se desarrollan en terrenos antaño ocupados por robledales trasmochos (Castro, 2009), 4) todos los hayedos trasmochos (incluyendo a los que anteriormente presentaban dominio de robles) tienden a hayedos bravos, 5) que anteriormente a 1870, todas las parcelas se incluían en terrenos con trasmochos y jaros, con la excepción de Mendarte, que sólo presentaba los primeros y 6) en 1903 en todas las parcelas de trasmochos existía una mezcla de robles y hayas.

También existen algunas discrepancias según la fuente. Éstas no sólo son adscribibles a los cambios temporales de la vegetación, sino también a las diferentes superficies de los rodales. Por ejemplo, mientras que Erice diferencia 44 parcelas forestales, Alberdi consigue un mayor detalle al llegar a las 546.

**Tabla 7.** Las parcelas de bosque investigadas relacionándolas con la vegetación potencial, antigua, actual y su tendencia según la estructura del arbolado (Anexos 1 y 2). Abreviaturas: C – castaños bravos, CT – castaños trasmochos, H – hayas bravas, HT – hayas trasmochas, J – jaros, M – tipología del arbolado (Brean, 1863), N – trasmochos o bravos, P – pastos, R – robles bravos, R/H – hayas y robles, RJ – robles jaros, RM – robledal bosque mixto, RT – robles trasmochos, V – vegetación presente en la parcela, V(1870) – vegetación según el mapa de cultivos de 1870, V(1903) – vegetación según el informe de Erice, VA – vegetación actual según Ekilan (2012), VP – vegetación potencial según el mapa del IDENA, VR- vegetación según la relación parcelaria de Articuza. El arbolado dominante se muestra en negrita. Signos: > dominancia menor a 60%, >> dominancia entre 60-74%, >>> dominancia mayor de 75%.

Área	Toponimia	VP	M	V (1870)	V (1903)	VR	VA	V	Tendencia
Exkax-Artikutza	Ugalde-Errotari	R	<b>N,J</b>	RJ	RJ	RJ	Robledal	R	R
	Iturrizar	R	<b>N,J</b>	RT	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	RT	Robledal	RT	RM
	Exkax	H/R	<b>N,J</b>	R/H	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	H	Hayedo	H	H
	Mendarte	H	<b>P,N</b>	R/H	<b>RT&gt;HT</b>	H	Hayedo	HT	H
Enobieta	Bidemakuta	R	<b>N,J</b>	RJ	RJ	RJ	Robledal	R	R
	Auntsazulo	H	<b>N,J</b>	R/H	<b>RT&gt;HT</b>	H	Hayedo	RT	H
	Egazkin	H	<b>N,J</b>	RT	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	RT	Robledal	RT	H
	Urristiko Lepoa	H	<b>N,J</b>	H	<b>RT&gt;&gt;HT</b>	H	Robledal	HT	H
Urdallue	Lapur Txulo	R	<b>N,J</b>	R	RJ	RJ	Robledal	R	R
	Errekaundi	H/R	<b>N,J</b>	R/H	<b>RT&gt;&gt;HT</b>	RT	Hayedo	RT	H
	Langa Xarta	H	<b>N,J</b>	R/H	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	RT	Robledal	RT	R
	Urdallu Erreka-Otan	H/R	<b>N,J</b>	R/H	<b>HT&gt;&gt;RT</b>	H	Hayedo	H	H
	Botota	H	<b>N,J</b>	R/H	<b>RT&gt;&gt;HT</b>	H	Hayedo	HT	H
Elama bajo	Gorriko	R	<b>N,J</b>	RJ	RJ	RJ	Hayedo	R	R
	Maizolope	R	<b>N,J</b>	H	<b>RT&gt;HT</b>	RT	Robledal	RT	R
	Loiola	R	<b>N,J</b>	RT	<b>RT&gt;&gt;HT</b>	RT	Hayedo	H	H
	Sasiandi-Satorlepo	H	<b>N,J</b>	H	<b>HT&gt;&gt;&gt;RT</b>	H	Hayedo	HT	H
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	R	<b>N,J</b>	RJ	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	RJ	Robledal	R	R
	Sirriko-Uzkue	R	<b>N,J</b>	R/H	<b>HT&gt;&gt;&gt;RT</b>	RT	Robledal	RT	RM
	Otan	H	<b>N,J</b>	R/H	<b>HT&gt;&gt;RT</b>	H/R	Robledal	RT	H
	Erreka Legor	H	<b>N,J</b>	RT	<b>RT&gt;&gt;&gt;HT</b>	H/CT	Robledal	H	HM
	Txorikantari	H	<b>N,J</b>	RT	<b>RT&gt;&gt;HT</b>	RJ	Hayedo	H	H
	Uzku	H	<b>N,J</b>	R/H	<b>HT&gt;&gt;&gt;RT</b>	H	Hayedo	HT	H

En general, en los bosques bravos, los diámetros de los troncos de robles y hayas presentan distribuciones unimodales (Anexo 8). Para los robles la moda se alcanza entre los 20-29 cm y para las hayas entre 40-49 cm. En los robledales trasmochos las distribuciones por clases diametrales son unimodales, oscilando las modas entre 50-89 cm. En los hayedos trasmochos la variedad de clases diametrales indica la coexistencia de varias generaciones de hayas en las mismas parcelas. En los hayedos trasmochos, las modas de las clases diametrales mayores oscilan entre 60-99 cm. Teniendo en cuenta sólo el arbolado bravo en los bosques bravos y sólo los árboles trasmochos en los bosques trasmochos y promediando las frecuencias de las clases diametrales de todas las parcelas para cada tipo de bosque se obtienen modas claras en todos los casos excepto en los hayedos trasmochos (Figura 13). Comparando los datos de la Figura 13 y Anexo 8 con la Figura 11 se observa un crecimiento diametral promedio de los robles trasmochos de unos 30 cm y un cambio de predominio de pies trasmochos a bravos.



**Figura 13.** Densidades promedio (árboles ha<sup>-1</sup>) de clases diametrales de los árboles bravos y trasmochos registrados en bosques bravos y trasmochos, respectivamente. Los datos de los hayedos bravos se tomaron de Castro (2009).

### 3.3. Georreferencia y poblaciones de las especies diana

3.3.1. *Limoniscus violaceus*: no se encontró ningún ejemplar ni ningún resto de esta especie.

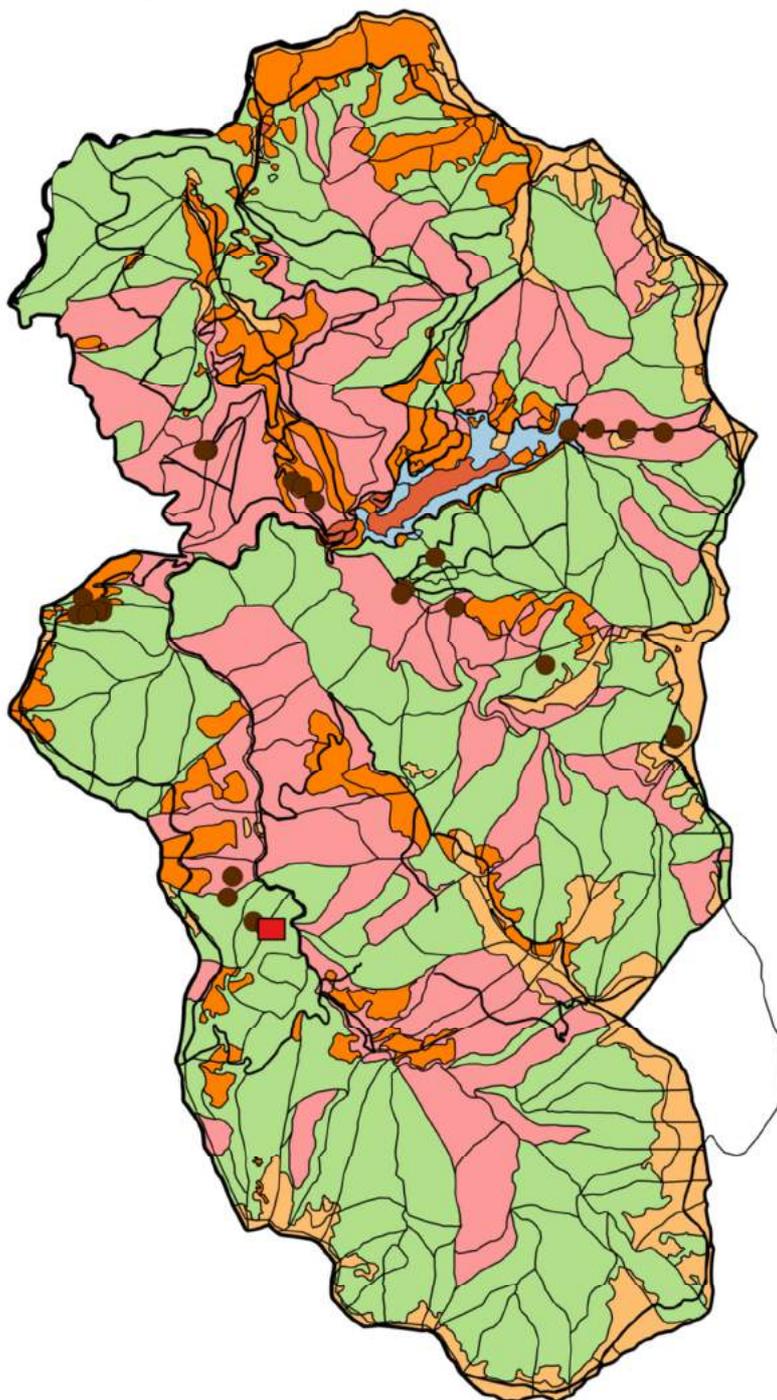
3.3.2. *Cerambyx cerdo*: ni en los cinco itinerarios, ni en los cinco robledales trasmochos prospectados se encontraron orificios recientes o ejemplares o restos de *C. cerdo*. En estos robledales se han llegado a inspeccionar un total de 761 robles reconocidos como hábitat potencial para la especie, repartidos de la siguiente manera: 258 en Exkax-Artikutza, 152 en Enobieta, 149 en Urdallue, 90 en Elama bajo y 112 en Elama medio. Sólo un gran roble muerto ( $\varnothing = 137$  cm) en el hayedo de trasmochos y jaras de Uzku en Elama medio (UTM: X- 597183, Y - 4782323, 500 m.a.s.n.m.) presentó numerosos orificios antiguos. El roble estaba totalmente descortezado, con casi toda su corona desaparecida y presentaba grandes cavidades abiertas con madera en descomposición (Figura 14).



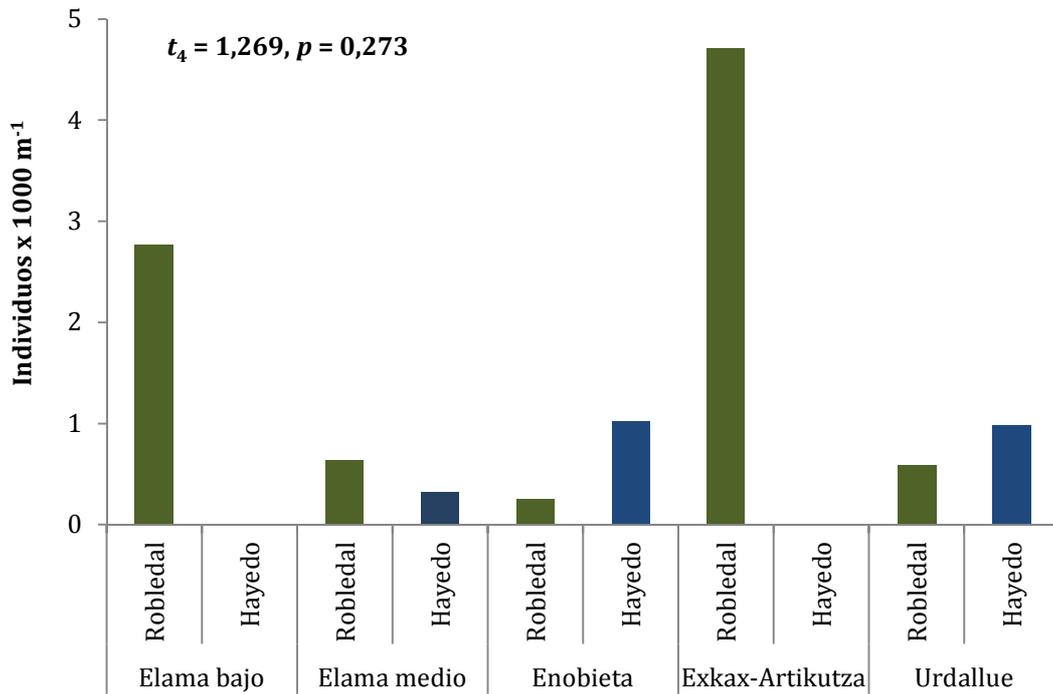
**Figura 14.** Roble muerto y en descomposición con ofiricios antiguos de *C. cerdo* en el hayedo de Uzku.

**3.3.3. *Lucanus cervus*:** la especie se distribuyó por todos los itinerarios muestreados (Figura 15), como así lo atestiguan los 41 registros obtenidos (Anexo 9). Aunque no se mostraron diferencias significativas de abundancias de la especie entre robledales y hayedos (Figura 16), los robledales de Elama Medio (exclusivamente en Maizolope) y Exkax-Artikutza (Iturrizar y Trintxera) presentaron las mayores concentraciones de *L. cervus*.

Se observaron y marcaron un total de 11 ejemplares vivos. Respecto al arbolado, 10 se encontraron en trasmochos (nueve en robles y uno en haya) y una hembra deambulando sobre una pista forestal.

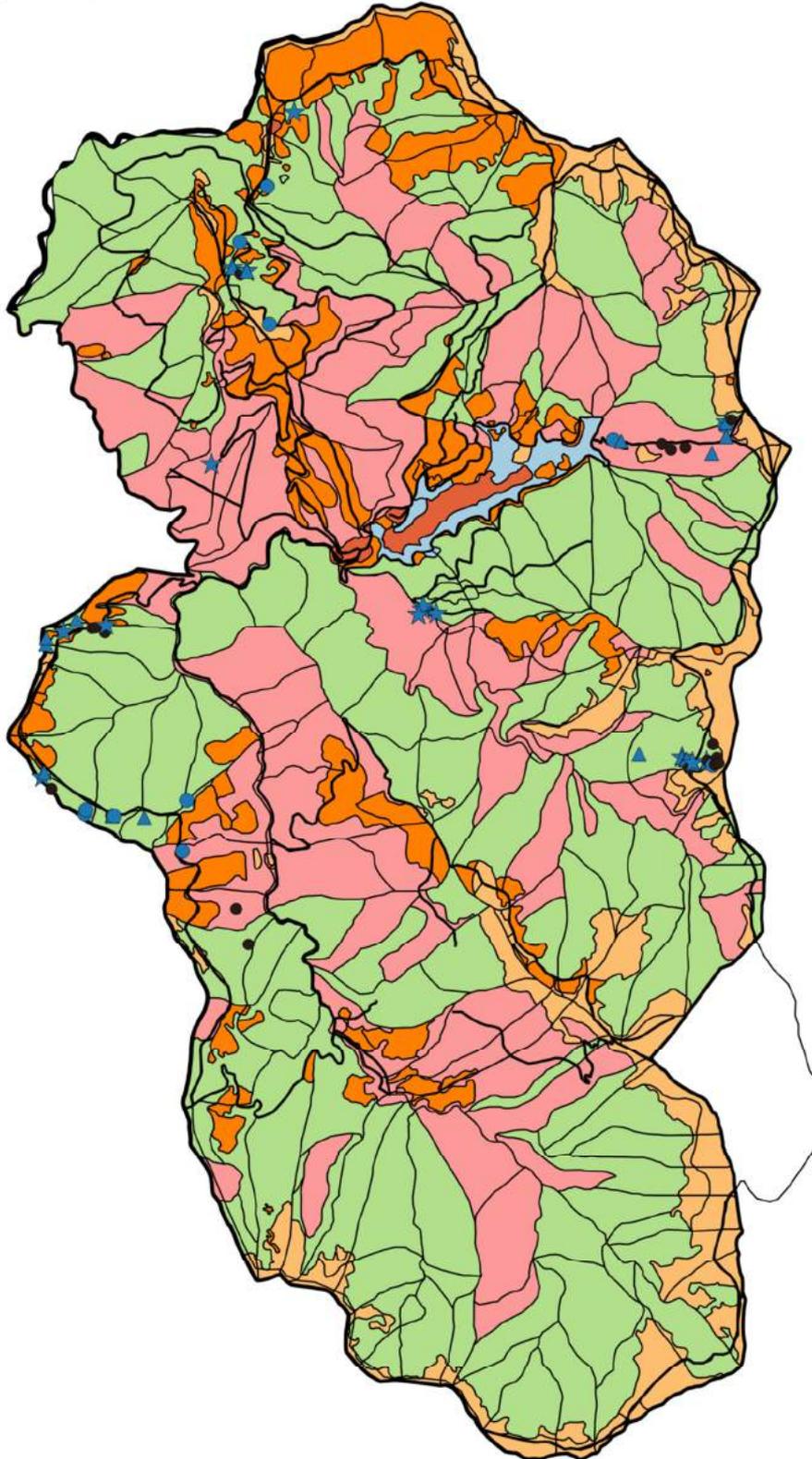


**Figura 15.** Registros de *L. cervus* (círculos marrones) y del árbol con orificios antiguos de *C. cerdo* (rectángulo rojo).



**Figura 16.** Nº de individuos de *L. cervus* por km de transecto, estimados a partir de ejemplares vivos y restos, por bosque e Itinerario. Los resultados estadísticos corresponden al test de Student para muestras emparejadas (Robledales vs. hayedos).

**3.3.4. *Rosalia alpina*:** Se obtuvieron un total de 68 registros de *R. alpina* (Anexo 10), de los cuales, 17 correspondieron al menos a individuos vivos, 21 al menos a restos y 39 al menos a orificios de salida. La especie se observó en todos los itinerarios (Figura 17), siendo Elama Medio el que presentó las menores densidades de individuos (Tabla 8) y orificios (Tabla 9).



**Figura 17.** Registros de *R. alpina*: ejemplares vivos (estrellas azules), restos (triángulos azules y orificios (círculos) recientes (azules) y antiguos (marrones).

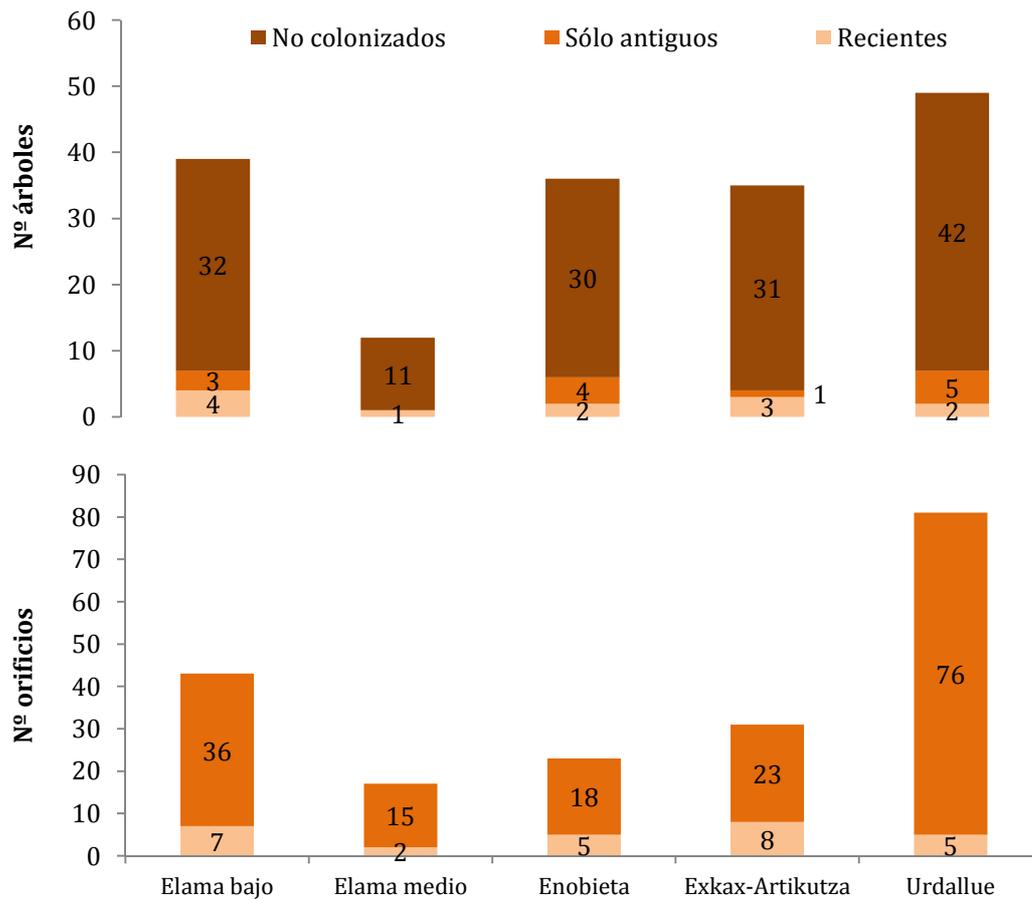
**Tabla 8.** Números y densidades de individuos de *R. alpina* por itinerario de muestreo estimados a partir de individuos vivos y restos.

Itinerario	Superficie muestreada (ha)	Individuos observados	
		Total	Ha <sup>-1</sup>
Elama bajo	9,9	7	0,71
Elama medio	7,8	0	0
Enobieta	9,8	11	1,12
Exkax-Artikutza	4,2	6	1,41
Urdallue	12,7	12	0,95
Promedio	8,9	7,2	0,84

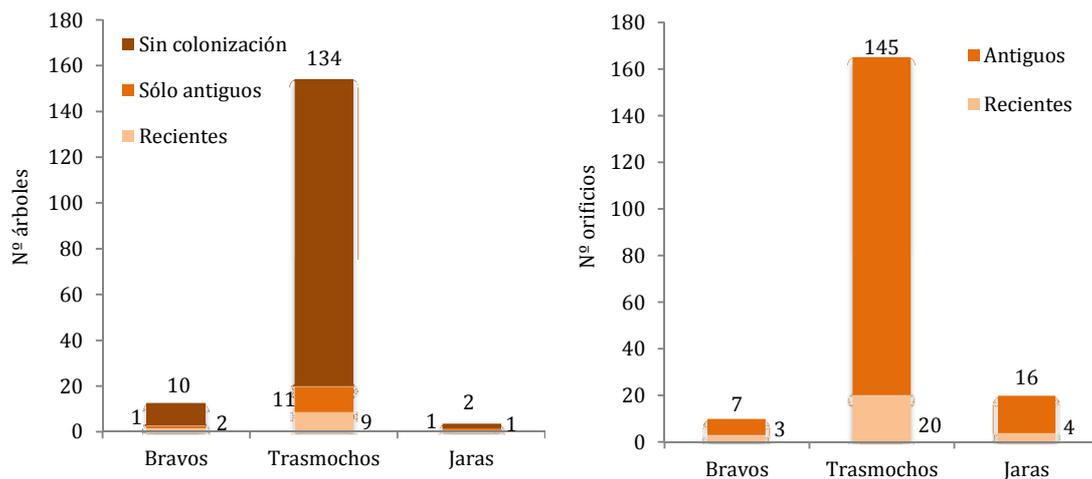
**Tabla 9.** Superficie de muestreo e indicadores poblacionales de *R. alpina* estimados para cada una de las áreas exploradas. Abreviaturas: D – árboles con disponibilidad de hábitat, R – orificios recientes, T – orificios totales.

Itinerario	Superficie (ha)	Árboles ha <sup>-1</sup>			% árboles disponibles colonizados		Orificios ha <sup>-1</sup>		Orificios árbol <sup>-1</sup>
		R	T	D	R	T	R	T	
Elama bajo	47	0,09	0,13	0,83	10,3	17,9	0,15	0,91	6,1
Elama medio	47	0,02	0,04	0,26	8,3	8,3	0,04	0,36	8,5
Enobieta	19	0,11	0,32	1,89	5,6	16,7	0,26	1,21	3,8
Exkax-Artikutza	34	0,09	0,12	1,03	8,6	11,4	0,24	0,91	7,8
Urdallue	60	0,03	0,12	0,82	4,1	14,3	0,08	1,35	11,6
Promedio	41	0,07	0,15	0,97	7,4	13,7	0,15	0,95	7,6

El análisis de los orificios contabilizados en otoño rindió 12 hayas con colonización reciente y 13 con colonización más antigua (Figura 18). En total, se registraron 27 orificios recientes y 168 antiguos (Figura 18). Las áreas de la parte norte, Exkax-Artikutza y Enobieta, mostraron las densidades más altas de orificios y de árboles colonizados recientemente (Tabla 8). La mayoría de los árboles colonizados fueron trasmochos (Figura 19). Las tasas de colonización reciente y total respectivamente, para cada porte de árbol fueron: 25% y 50% para jaras, 15% y 23% para bravos y 6% y 13% para trasmochos. El promedio de orificios por árbol fue de 10 para las jaras, 8 para los trasmochos y 3 para los bravos.

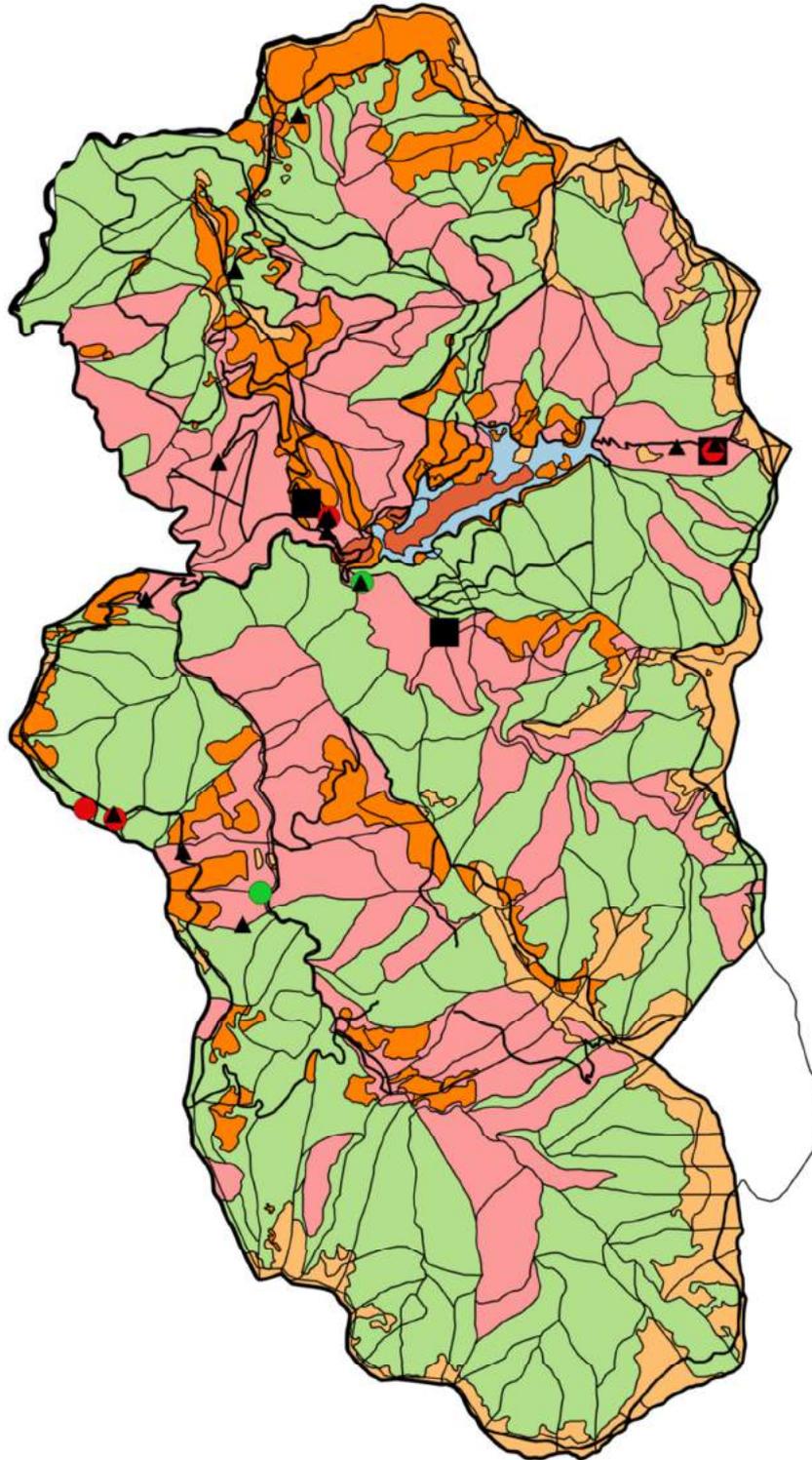


**Figura 18.** Arriba: número de árboles disponibles como hábitat potencial con y sin orificios de *R. alpina*. Abajo: número de orificios de *R. alpina*.



**Figura 19.** Distribución del número de árboles colonizados y no colonizados y del número de orificios de emergencia de *R. alpina* por tipologías de las hayas.

**3.3.5. *Osmoderma eremita*:** se encontraron y marcaron tres hembras de *O. eremita*. Todas fueron encontradas en trampas de interceptación situadas dentro de cavidades y en bosques y trasmochos (Tabla 10), aunque siempre en árboles con trampas de vuelo de feromonas en el exterior de los árboles (Anexo Digital). La especie no fue registrada en ninguno de los itinerarios de Elama (Figura 20).



**Figura 20.** Registros de especies de cavidades de los árboles presentes en listas rojas: *O. eremita* (cuadrados negros), *Gnorimus nobilis* (círculos verdes), *Gnorimus variabilis* (triángulos negros) y *Elater ferrugineus* (círculos rojos).

**Tabla 10.** Registros de *O. eremita*. Abreviaturas como en Anexos 9 y 10, a excepción de ALC (altura de la cavidad del árbol con respecto al suelo).

Localización						Hábitat							ME	Fecha	Observaciones
IT	Toponimia	X	Y	AL (m)	OR	BO	Árbol	DBH (cm)	IN	ES	CO	ALC (cm)			
E	Urristiko Lepoa	600165	4785865	560	S	HT	Haya	55	3	V	1	101	TI	31/8/2016	Hembra 3
EA	Iturrizar	597379	4785507	425	SO	RT	Roble	68	2	V	2	138	TI	23/8/2016	Hembra 2
U	Lapurtxulo 2	598324	4784614	531	SO	RT	Roble	81	2	V	2	98	TI	16/8/2016	Hembra 1

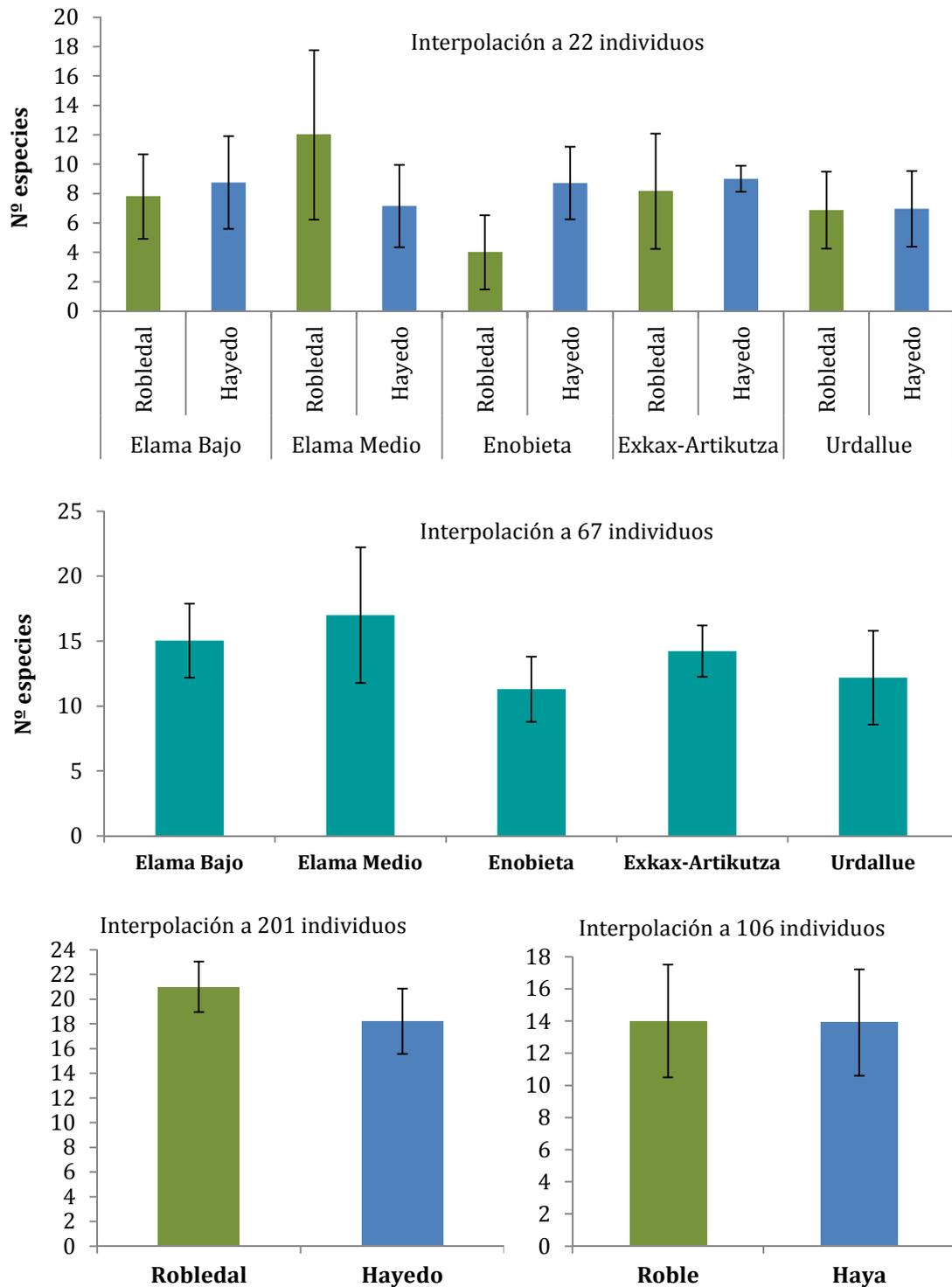
### 3.4. Diversidad de saproxílicos

Los muestreos sistemáticos rindieron un total de 26 especies, a las que se sumaron otras dos añadiendo observaciones complementarias (Tabla 11, Anexo Digital). Los muestreos detectaron tres especies amenazadas en categoría Vulnerable en al menos una lista roja. Se encontraron especies cavícolas en todos los itinerarios (Figura 20), si bien sólo en dos enclaves se observó un máximo de tres especies: robledal de Iturrizar en Exkax-Artikutza y hayedo de Urristiko-Lepoa en Enobieta.

**Tabla 11.** Lista de especies de saproxílicos encontradas en Artikutza en el presente trabajo y su situación en libros rojos. Los datos de la Lista Roja Mundial están tomados del World Conservation Monitoring Centre (1996b), Horák et al. (2010), Nieto et al. (2010) y Méndez et al. (2010). A escala europea se han tomado de Nieto & Alexander (2010). A nivel español se ha consultado Blas (2006a,b), Micó (2006) y Verdú & Galante (2006). Abreviaturas: DD- datos insuficientes, LC- preocupación menor, NT- casi amenazada y VU- vulnerable. El símbolo “\*” indica las especies que sólo se han detectado fuera de los muestreos sistemáticos.

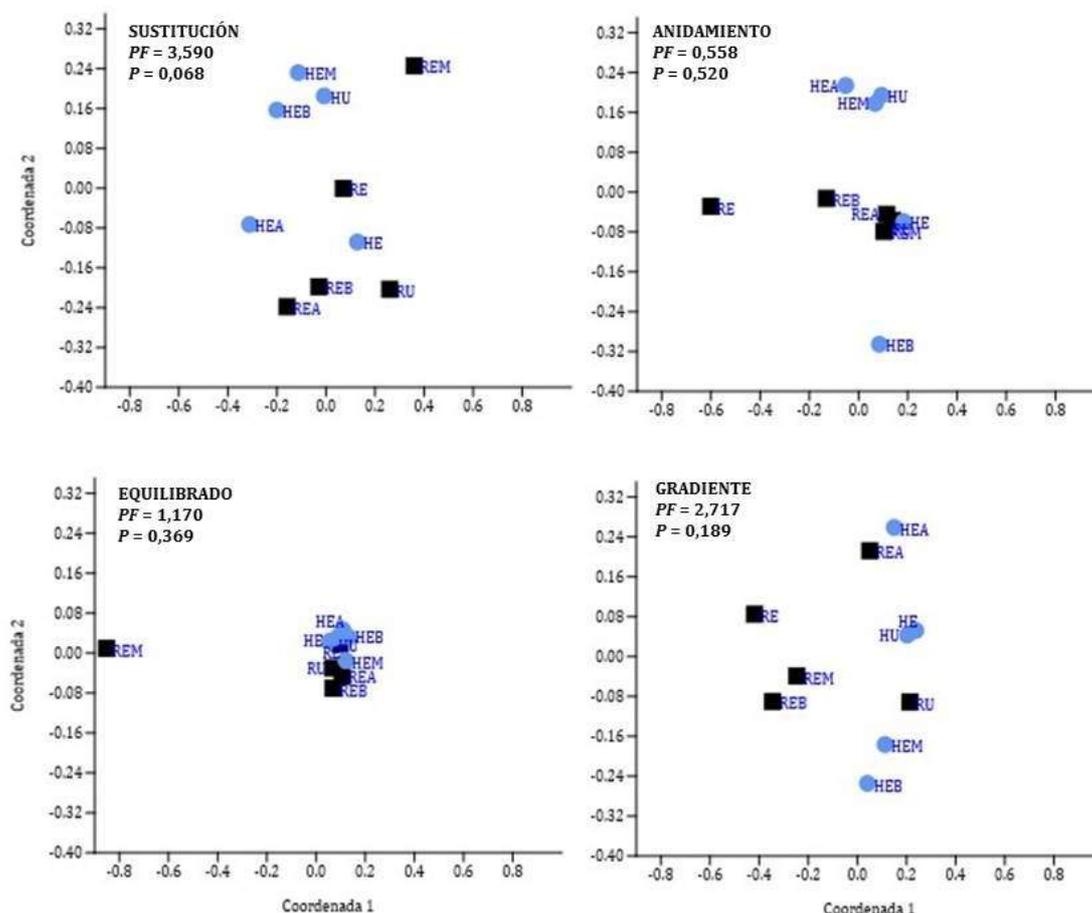
Familia	Especie	Categorías UICN			
		España	UE	Europa	Mundo
Cerambycidae	<i>Aegosoma scabricorne</i> (Scopoli 1763)	-	LC	LC	-
	<i>Alosterna tabacicolor</i> (DeGeer 1775)	-	-	-	-
	<i>Anastrangalia sanguinolenta</i> (Linnaeus 1761)	-	-	-	-
	<i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius 1775)	-	-	-	-
	<i>Aredolpona rubra</i> (Linnaeus 1758)*	-	-	-	-
	<i>Cerambyx scopoli</i> Füssly 1775*	-	LC	LC	-
	<i>Leptura aurulenta</i> Fabricius 1792	-	-	-	-
	<i>Melanoleptura scutellata</i> (Fabricius 1781)	-	-	-	-
	<i>Morimus asper</i> (Sulzer 1776)	-	-	-	-
	<i>Pachytodes cerambyciformis</i> (Schrank 1781)	-	-	-	-
	<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus 1758)	-	LC	LC	-
	<i>Rhagium bifasciatum</i> Fabricius 1775	-	-	-	-
	<i>Rhagium mordax</i> (DeGeer 1775)	-	-	-	-
	<i>Rhagium sycophanta</i> (Schrank 1781)	-	-	-	-
	<i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus 1758)	LC	LC	LC	VU
	<i>Rutpela maculata</i> (Poda 1761)	-	-	-	-
<i>Stenostola dubia</i> (Laicharing 1784)	-	-	-	-	
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus 1758)	-	-	-	-	
Cetoniidae	<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus 1758)	-	-	-	-
	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus 1758)	-	LC	LC	-
	<i>Gnorimus variabilis</i> (Linnaeus 1758)	VU	VU	NT	-
	<i>Osmoderma eremita</i> (Scopoli 1763)	VU	LC	LC	NT
	<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus 1758)	-	LC	LC	-
Lucanidae	<i>Dorcus parallelipedus</i> (Linnaeus 1758)	-	LC	LC	-
	<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus 1758)	LC	NT	NT	-
	<i>Platycercus spinifer</i> Schaufuss 1862	DD	LC	LC	LC
	<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus 1758)	-	LC	LC	-
Elateridae	<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus 1758	-	NT	NT	-

No se observaron diferencias de diversidad de saproxílicos entre itinerarios, tipos de bosque y especies de árboles (Figura 21). El número de individuos estimados por itinerario, hábitat y especie de árbol se muestra en los Anexos 11 y 12.



**Figura 21.** Análisis comparativo de la riqueza de especies, acumulada e interpolada a la muestra con menor número de individuos, entre tipos de bosque, itinerarios y especies de árboles.

Aunque en los diagramas de ordenación se observó cierta tendencia de las muestras a agruparse por tipo de hábitat, los resultados no fueron estadísticamente consistentes (Figura 22).



**Figura 22.** Diagramas de ordenación NMDS para dos distancias de disimilitud cualitativas (arriba) y dos cuantitativas (abajo). Los robledales-bosques mixtos están representados por cuadrados negros y los hayedos por círculos azules. Los resultados numéricos se refieren al análisis PERMANOVA. En las abreviaturas, la primera letra corresponde a robledales-bosques mixtos (R) o hayedos (H) y las siguientes a: E- Enobieta, EA- Exkax-Artikutza, EB- Elama bajo, EM- Elama medio y U- Urdallue.

La mayoría de las especies no mostraron un valor indicador preferente por un hábitat determinado (Tabla 12). *P. coriarius* fue la única que mostró una preferencia estadísticamente significativa por el hayedo.

**Tabla 12.** Análisis de los valores indicadores de las especies más abundantes. Los valores no aplicables (Na) de *P* se deben a especies que no mostraron preferencia por algún tipo de hábitat.

Especie	Combinación preferida	<i>IndVal</i>	<i>P</i>
<i>D. parallelipedus</i>	Ambos	1,000	Na
<i>M. asper</i>	Ambos	0,949	Na
<i>L. cervus</i>	Ambos	0,894	Na
<i>G. variabilis</i>	Ambos	0,894	Na
<i>R. maculata</i>	Ambos	0,894	Na
<i>C. aurata</i>	Ambos	0,837	Na
<i>L. aurulenta</i>	Ambos	0,632	Na
<i>P. coriarius</i>	Hayedo	0,954	0,017
<i>R. alpina</i>	Hayedo	0,853	0,072
<i>R. mordax</i>	Hayedo	0,787	0,259

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Hábitat

La distribución de la disponibilidad de hábitat para saproxílicos depende del tipo de bosque investigado y no de la localización del mismo en el ZEC (Figura 6). Para entender como se ha generado esta disponibilidad de hábitat y su diagnóstico, ha sido necesaria una previa interpretación histórica del origen de los bosques estudiados. Tras ello, se establecen pautas para un seguimiento futuro de la disponibilidad de hábitat, estableciendo las prioridades oportunas.

4.1.1. Historia y edad de los bosques investigados: Cada una de las cuatro tipologías de bosque diferenciadas en la presente investigación alberga un elenco característico de hábitat disponible (Figura 6, Tabla 4). Además, dentro de una misma tipología de bosque las modas de las clases diametrales de las distintas parcelas muestreadas tienden a coincidir (Figura 13, Anexo 8). Estos resultados pueden deberse a que las parcelas que comparten la misma tipología de bosque han tenido una historia similar, como se interpreta a continuación:

En 2003 en los hayedos bravos las hayas predominantes se midieron en el rango de 40-49 cm (Castro, 2009), lo que a un ritmo de 0,56 cm de crecimiento diametral anual (Herrera et al., 2002), encajaba bien con su generación espontánea desde el cierre de la Finca en los años 20 del siglo XX. Por otra parte, los robledales bravos presentan su moda entre 20-29 cm y en regiones cercanas (Bizkaia), su tasa de crecimiento se ha estimado en 0,38 cm al año (Tamayo et al., 2008). Por lo tanto, se esperaría una moda entre los 30-39 cm que no se alcanza (Figura 11, Anexo 8). Sin embargo en Artikutza su crecimiento bien ha podido ser más lento desde el cierre de la Finca por dos motivos. El primero se debe a la combinación de fuertes pendientes y litosuelos de sustrato ácido bien lavados por la alta pluviosidad (Catalán et al., 1989). En segundo lugar, estos robledales parecen derivar de jarales abandonados, por lo que los árboles tendrían una base radical muy antigua y habrían perdido vigor por edad y por haberse vistos sometidos a varios ciclos de podas. De acuerdo al mapa de vegetación de 1870, los robledales bravos se han desarrollado en terrenos antes ocupados por jarales (Figura 10). Esto no cuadra al 100% con el inventario de Erice de 1903, que sitúa los terrenos en zonas de trasmochos (Tabla 7). Dado que la sectorización que realiza Erice es de grano grueso con respecto a las parcelas de muestreo del presente trabajo, es probable que no hubiese indicado pequeños rodales heterogéneos que se saliesen de la generalidad. Además, en todas las parcelas de robles bravos se observan varios árboles con más de un tronco desde la base (Anexo 7). Adicionalmente, varias de estas bases presentan callosidades y engrosamientos que sugieren la existencia de podas pasadas. Finalmente, no se aprecian ni trasmochos en pie ni tocones de los mismos, salvo en Urdallue (Lapur Txulo), pero en esta parcela también existen robles ramificados desde la base. En definitiva, los datos apuntan a que los actuales robles bravos proceden de terrenos antiguamente ocupados por jaras. Ya se ha comentado que las últimas extracciones de leña documentadas que pudieron afectar a los jarales se dieron entre 1920-1922 (AMSS/LI2048/E1 y E6).

También existen pruebas de que la gran mayoría de robles trasmochos proceden más o menos de una misma época. En primer lugar, las modas se concentran entre los 60-89 cm. En segundo lugar, ya se ha comentado que la última y más masiva plantación de robles (varios de ellos destinados a trasmochos) tuvo lugar en Artikutza y en Anizlarrea (los datos no son muy precisos) entre 1751-1793 (AMG/LI17, Mutiloa, 1976) y un par de décadas antes de 1750 (Hecho ajustado de 1752. AMG/L35). En tercer lugar, porque estas fechas encajan bien con los estudios dendrocronológicos realizados en lugares de la cornisa cantábrica de menor altitud, clima más cálido y en terrenos más llanos, donde

los crecimientos serían más rápidos que en Artikutza. Estas investigaciones demuestran que diámetros mayores a 60 cm suelen corresponder a edades de más de 250 años (Rozas, 2005) y que siguen la siguiente ecuación predictiva:  $Edad = 132,6 + (2,1 \times \emptyset)$  (Rozas, 2004). Concretamente más cerca, en el Parque Natural de Pagoeta, se ha obtenido un crecimiento promedio de 0,265 cm al año para robles trasmochos de alrededor de 250 años (Susperregi & Prado, 2003 y datos propios). Para la moda promedio entre 70-79 cm (Figura 13), estos datos dan estimaciones de 264-298 años de edad para los robles trasmochos de Artikutza. La aproximación se ajustaría mejor teniendo en cuenta además que la mayoría de los árboles pasaban un tiempo en viveros antes de ser plantados (cuando alcanzaban un grosor de 5-6,5 onzas. AMG/LI17). Asumir edades similares entre parcelas cuando estas muestran hasta una diferencia de casi 30 cm en la moda puede considerarse razonable teniendo en cuenta el tiempo transcurrido entre distintas plantaciones y la variedad de microclimas y vicisitudes que han padecido los árboles.

En cuanto a los hayedos trasmochos, no se han encontrado investigaciones dendrocronológicas de los mismos. Sin embargo, su moda es 10 cm mayor que la de los robles, por lo que también podrían datar de la misma época, teniendo en cuenta que en Artikutza las hayas crecen más rápido. Pero también es verdad que su distribución de frecuencias diametrales (Figura 13) no parece del todo unimodal. Trasmochos ocasionales "in situ" podrían haber creado una mayor variedad de generaciones de trasmochos en las hayas con respecto a los robles. El número de hayas plantadas en el siglo XVIII es muy bajo (AMG/LI17, Mutiloa, 1976), quizás por lo bien que se desarrollaba en Artikutza. Además, ya en escritos de esta centuria se habla del trasmochos de árboles en el monte (Hecho ajustado de 1752. AMG/L35). Este trasmochos, más improvisado que el aplicado sobre pies transplantados y por tanto, más probablemente continuado en el tiempo, explicaría la distribución de clases diametrales de hayas trasmochas a principios del siglo XX (Erice, 1903; Figura 11) y la actual (Figura 13).

Resumiendo, la mayor parte del arbolado bravo que actualmente se observa en Artikutza se origina a partir del cierre de la finca en la década de los 20 del siglo XX. Hay que recordar que el remanente de arbolado bravo sería entonces muy escaso, como se deduce del informe de Erice en 1903 y por la explotación maderera y de carbón hasta la década de los 20 (apartado 3.2.1.). En cuanto a los trasmochos, la mayoría de los ejemplares más viejos se remontarían hasta aproximadamente mediados del siglo XVIII. Pero esta explotación fue distinta según la especie de árbol. Por consiguiente, la mayoría de los robles trasmochos actuales se produjeron en un único tramo temporal, al contrario que las hayas trasmochas.

**4.1.2. Diagnóstico y perspectivas:** para comenzar, indicar dos situaciones que afectan a prácticamente toda la masa forestal. La primera es ventajosa y consiste en la continuidad espacial del arbolado trasmochos, excepto en el tercio meridional (Ekilan, 2012). Esto la diferencia de otros ZEC, como Aizkorri y Aralar, donde los trasmochos se presentan en forma de rodales o pequeñas masas aisladas (Martínez de Murguía et al., 2007). Por otra parte existe un proceso homogeneizador del hábitat que consiste en el ensombrecimiento del sotobosque. Esta situación favorece a las especies de sombra. Sin embargo, en general existen más especies que se especializan en habitar la madera muerta al sol (Stokland et al., 2012). A este respecto, el bosque de Artikutza sigue la típica dinámica de cobertura forestal continua, en la que los enclaves expuestos al sol son pequeños (claros), interrumpiendo de forma esporádica la superficie forestal. Estos claros se forman por la rotura o caída de uno o unos pocos árboles. Los factores causales pueden ser múltiples: viento, enfermedades, sequías, competencia por recursos, muerte natural, etc. (Stokland et al., 2012). La apertura de grandes claros por incendios y

fuertes temporales parece ser un fenómeno de muy escasa entidad en el ZEC. Como se explica en el próximo párrafo, el volumen de madera muerta caída es menor al esperado en Artikutza, corroborando esta dinámica de pequeños claros en el bosque.

La presión antrópica sobre los bosques europeos ha provocado que la fauna saproxílica más amenazada sea la asociada a árboles muertos gruesos y vivos con cavidades de cierto desarrollo, siendo la densidad y cantidad de madera muerta totales importantes para la diversidad general de saproxílicos (Stokland et al., 2012; Bouget et al., 2014). Según estas variables, los bosques bravos de Artikutza muestran valores promedio próximos a bosques explotados con silvicultura que aplica criterios conservacionistas (Tabla 13). Esto indica una baja tasa de generación de madera muerta, muy por debajo de las medias mínimas esperadas de 112 y 132 m<sup>3</sup>/ha para robledales y hayedos, respectivamente, de una edad de 96 años (Vandekerkhove et al., 2009). Por otra parte, los bosques trasmochos se acercan algo más al estado de un bosque viejo o sin explotar por varias décadas, al partir de una situación inicial, tras el cese de la explotación, de mayor presencia de árboles más gruesos, lo que influye en acumular mayores cantidades de madera muerta (Vandekerkhove et al., 2009). En general, los robledales presentan menor volumen de madera muerta caída porque el sistema radical del roble retrasa la caída del árbol muerto (Peterken, 1996). El único indicador en el que los bosques bravos superan a los trasmochos es en el de densidad total de árboles muertos en pie. Lo más probable es que este fenómeno se deba a que en los bosques de bravos aún se dan procesos de exclusión competitiva, lo que provoca gran mortalidad de árboles con diámetros menores (Stokland et al., 2012). A este respecto, las densidades promedio de árboles vivos (error estándar entre paréntesis) han sido: 419 (40) en robledales, 312 (20) en robledales trasmochos, 295 (15) en hayedos y 225 (31) en hayedos trasmochos.

**Tabla 13.** Valoración de los diferentes tipos de masas forestales basada en cuatro indicadores, globalmente utilizados, de disponibilidad de hábitat para saproxílicos. Los niveles se han basado en los trabajos de Kirby et al. (1998) y Vallauri et al. (2003). Las puntuaciones, basadas en los niveles, se han realizado de la siguiente manera: Bajo – 1 punto, Medio – 2, Alto – 3. Bajo correspondería a bosques explotados, medio para bosques explotados incluyendo criterios de conservación y alto para bosques próximos a un estado natural (p.e. en reservas naturales sin explotar durante varias décadas).

Indicadores y niveles	Robledales		Hayedos	
	Bravos	Trasmochos	Bravos	Trasmochos
Densidad de árboles con cavidades (ha <sup>-1</sup> ): Bajo (< 5) Medio (5-10) Alto (> 10)	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
Densidad de árboles muertos en pie (ha <sup>-1</sup> ): Bajo (0-10) Medio (11-50) Alto (> 50)	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>
Distribución de clases diametrales de los árboles muertos en pie: Bajo (todos < 10 cm) Medio (algunos > 10 cm) Alto (algunos > 40 cm)	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
Volumen de madera muerta caída (m <sup>3</sup> /ha <sup>-1</sup> ): Bajo (< 20) Medio (20-40) Alto (> 40)	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Valoración promedio	<b>2,25</b>	<b>2,75</b>	<b>2,25</b>	<b>2,75</b>

En el actual escenario de no intervención en las masas de arbolado autóctono en Artikutza y de acuerdo a los resultados obtenidos en esta investigación, éstas son las perspectivas futuras de cada tipo de bosque:

Robledales bravos: su valor para la fauna saproxílica se incrementará con el tiempo. Además, su superficie actual no se ve amenazada por la expansión del hayedo. El gran problema radica en que llevará bastante tiempo que desarrollen densidades altas de árboles muertos en pie y sobre todo de cavidades. En el mejor de los casos, teniendo en cuenta que la tasa de crecimiento de los árboles tiende a disminuir con la edad (Ranius et al., 2009a), a un sobreestimado ritmo de crecimiento diametral entre 0,26-0,38 cm/año (Según el presente estudio y Tamayo et al., 2008), la moda de robles vivos actual, situada en unos 25 cm (Figura 13), llegaría a los 40 cm no antes de 39-58 años. Más problemático resulta el futuro desarrollo de cavidades. Las existentes actualmente son en su mayoría basales y aparecen en pies multifurcados, producto de un pasado de explotación de robles jaros. El único estudio realizado al respecto en roble pedunculado se ha llevado a cabo en Suecia (Ranius et al., 2009a), con las limitaciones comparativas que esto conlleva. Conforme a los datos de Suecia y a las densidades diametrales diametrales del presente trabajo (Figura 13), con una moda diametral de 50 cm se alcanzarían los 10 robles con cavidades/ha. Aplicando la estimación anterior, esto no ocurriría antes de 66-96 años.

Robledales trasmochos: su valoración está al nivel de los bosques muy bien conservados. El nivel medio de densidad promedio de troncos muertos en pie no se puede considerar una falta de disponibilidad de este recurso, pues el gran tamaño de los árboles trasmochos, que presentan varias partes con madera muerta, lo compensa. El principal problema es la pérdida de los trasmochos antes de su reemplazo por robles bravos (párrafo anterior) debido a su riesgo de rotura por inestabilidad estructural al haberse interrumpido los ciclos de poda. Una estimación gruesa indica que al menos se han perdido el 27% de los robles trasmochos (Tabla 6). Sin embargo, este valor está probablemente subestimado, ya que muchos tocones de trasmochos podrían haberse perdido hace tiempo. Además, conforme las ramas crecen y aumenta su peso, el riesgo de colapso del árbol aumenta (Lonsdale, 2013) y la expansión competitiva del hayedo hacia varios robledales trasmochos acelerará, a buen seguro, el proceso. Esta expansión está reduciendo la superficie total de robledales trasmochos en Artikutza. Probablemente sólo sobrevivan aquellos situados en solanas, dónde generalmente se asienta el roble en Artikutza (Catalán et al., 1989).

Hayedos bravos: su valoración está al nivel de masas forestales explotadas con criterios que tienen en cuenta la conservación de la biodiversidad. Este tipo de masa forestal está aumentando su superficie y la disponibilidad de hábitat que contiene también mejorará con el tiempo, a excepción de los tocones de roble y la incertidumbre de generación de cavidades. Dado que el roble no regenera en el hayedo, sus tocones, procedentes en su mayoría de trasmochos muertos (Castro, 2009), se irán perdiendo con el tiempo. No se han contabilizado cavidades en estos hayedos (Castro, 2009). En hayedos del Pirineo oriental se ha obtenido que cerca del 20% de las hayas bravas de diámetro entre 55-70 cm desarrollan cavidades y que la tasa supera el 50% a partir de 70 cm. En los hayedos bravos de Artikutza ambas clases diametrales presentan densidades de 21/ha por lo que ya deberían encontrarse más de 10 árboles con cavidades/ha. Quizás se debe a que en Artikutza los eventos naturales (viento, nieve, etc.) de rotura de ramas que actúan como focos de desarrollo de cavidades (Camprodon et al., 2008) son menos acentuados. Esto también explicaría por qué el volumen de madera muerta caída se encuentra bastante por debajo de los valores mínimos promedio (94-112 m<sup>3</sup>/ha) de reservas forestales de hayedos en Europa (Christensen et al., 2005; Vandekerckhove et al., 2009). En bosques montanos, como puede ser el caso de Artikutza, el hayedo puede verse protegido en los

valles frente a eventos meteorológicos como temporales y por tanto darse una entrada menor de madera muerta al sistema (Christensen et al., 2005). Con fines orientativos, estableciendo conservativamente la moda diametral en unos 75 cm, una estimación con obvias limitaciones de precisión, supondría esperar más de 42-56 años para obtener una densidad aceptable de hayas con cavidades.

Hayedos trasmochos: su valoración está al nivel de bosques muy bien conservados. El nivel medio de densidad promedio de troncos muertos en pie no se puede considerar una falta de disponibilidad de este recurso, pues el gran tamaño de los árboles trasmochos, que presentan varias partes con madera muerta, lo compensa. El problema de la pérdida de los trasmochos antes de su reemplazo por hayas bravas de gran diámetro es menor que en el caso de los robledales trasmochos, debido al crecimiento más veloz del haya. Además, una estimación gruesa indica que al menos se han perdido el 9% de las hayas trasmochas (Tabla 6). Sin embargo, este valor está probablemente subestimado, ya que muchos tocones de trasmochos podrían haberse perdido hace tiempo. El mayor problema radica en determinar si la pérdida de hayas trasmochas con cavidades podrá solaparse en el tiempo con el desarrollo de cavidades en hayas bravas para garantizar la continuidad de este recurso (ver párrafo anterior).

4.1.3. Protocolo de seguimiento: con el fin de dilucidar los interrogantes planteados en el apartado anterior, se sugiere un seguimiento de los indicadores de disponibilidad de hábitat prioritarios: evolución de la densidad de las clases diametrales y de árboles con cavidades en masas de bravos y de la supervivencia de trasmochos en bosques de trasmochos.

- Fechas: se propone restringir las fechas a septiembre y octubre, con el objetivo de poder simultanear en un mismo año con el seguimiento de saproxílicos. Además son fechas en las que los árboles mantienen el follaje, facilitando la interpretación de su vitalidad.

- Metodología: Aplicar la metodología descrita en el apartado 2.2.2. En los bosques de bravos, para cada árbol se registrará la especie, diámetro, tipología y presencia/ausencia de cavidades. En las cavidades, se distinguirá, si éstas son aptas para *O. eremita* (ver apartado 4.6.1.). En los bosques de trasmochos estas variables se limitarán a los árboles trasmochos. Para llegar a conclusiones sólidas, se recomienda muestrear al menos en 15 parcelas de cada tipo de arbolado (total = 60 parcelas).

- Periodicidad de seguimiento: se trata de un seguimiento a largo plazo para detectar tendencias en la evolución de los indicadores de hábitat. Para determinar la tasa de pérdida de trasmochos se recomienda un seguimiento de cada 5 años y de 10 años para las masas de bravos.

- Mejoras: Las parcelas de seguimiento de trasmochos deberían intentar ajustarse a lugares identificables en el campo en el informe de Erice de 1903, para poder comparar las densidades pasadas con las actuales. A este respecto, sería fundamental la creación de un mapa más acorde a la realidad del ZEC, indicando si en las masas forestales forestales predominan trasmochos o bravos y de qué especies.

#### **4.2. *Limoniscus violaceus***

Se puede asumir que *L. violaceus* no esté presente en Artikutza. Se considera probable que la especie habite una cavidad cuando ésta supere el estado de desarrollo 3 y el tronco que la contiene (a unos 30 cm del suelo) supere los 75 cm de diámetro y muy probable cuando ambas variables sobrepasan los 5 y 115 cm, respectivamente (Gouix, 2011). Durante la campaña de búsqueda de *L. violaceus*, se muestrearon 47 y 9 árboles categorizables como probables y poco probables, respectivamente. Es decir, uno por cada 378 y 1976 m de recorrido, respectivamente. Estos datos apoyan la hipótesis de la ausencia de *L. violaceus* en Artikutza, dado que se sospecha que la especie tiene un poder de dispersión muy bajo (Gouix et al., 2012).

#### **4.3. *Cerambyx cerdo***

Los resultados obtenidos indican que *C. cerdo* colonizó en el pasado Artikutza. Sorprende la ausencia de esta especie en Artikutza, ya que el ZEC presenta robles grandes y viejos, además de que ha sido citada en el cercano Parque Natural de Aiako Harria, concretamente en el bosque de Endara, en Irun (Pagola, 2007a). Este enclave se encuentra a unos 6 km en línea recta de Artikutza, distancia mucho mayor que la dispersión habitual máxima de la especie, que se cifra en centenares de metros (Buse et al., 2016). Por tanto, al menos que haya poblaciones de *C. cerdo* más próximas a Artikutza (lo cual se desconoce), no parece probable una recolonización natural del ZEC.

¿Cómo es posible que desapareciera *C. cerdo* en Artikutza existiendo y persistiendo disponibilidad de hábitat? La evolución del bosque en Uzku, donde se han encontrado los orificios antiguos, ofrece una pista. En el hayedo de Uzku existe una densidad alta de tocones de robles (Anexo 3) cuyas medidas superan los 40 cm de diámetro. Actualmente, el haya es el árbol vivo predominante, sin casi presencia de robles (Anexo 8). Conjuntando estos datos, con los de la historia del enclave (Tabla 7), se observa que existía desde el siglo XIX un bosque trasmocho y de jaras con presencia de robles. Con el cese de la actividad carbonera y ganadera, el hayedo se habría desarrollado ensombreciendo el sotobosque. Este cambio en condiciones habría desfavorecido a las poblaciones de *C. cerdo*, tanto en Uzku como en el resto del ZEC, ya que esta especie coloniza preferentemente quercíneas bien soleadas (Bahillo & Iturrondonbeitia, 1996; Buse et al., 2007, 2008; Albert et al., 2012). En situaciones así, algunos saproxílicos se limitan a seleccionar los árboles de mayor calidad, como parece sucederle a *R. alpina* (Castro & Fernández, 2016). En Artikutza esta falta de árboles de calidad podría limitarse por su tamaño, ya que son casi inexistentes los que superan los 100 cm de diámetro.

#### **4.4. *Lucanus cervus***

4.4.1. Diagnóstico y perspectivas: todas las áreas presentan parcelas con densidades de árboles disponibles superiores a 10 ha<sup>-1</sup> para *L. cervus*. 10 árboles habitables en pequeñas parcelas forestales es una cifra que se puede establecer como un límite aceptable para especies de saproxílicos exigentes (Ranius, 2002b). Esta disponibilidad permite que las poblaciones de *L. cervus* se distribuyan bien en todas las áreas muestreadas (Figura 15). Sin embargo, el tamaño poblacional promedio de 2,3 individuos/km obtenido en Artikutza debe considerarse pequeño atendiendo a las estimaciones realizadas en otros lugares: 13,3 individuos/km en el Bosco Fontana en Italia (Campanaro et al., 2011) y 15-20 individuos/km en Avilés en Asturias (Laó & Laó,

1993). En estos lugares, el esfuerzo de muestreo en jornadas fue mayor, pero no se emplearon trampas cebadas. El hábitat podría explicar las diferencias. Bosco Fontana es un robledal y en Avilés se muestreó un paisaje de campiña con masas de bosque atlántico. *L. cervus* suele encontrarse más frecuentemente en madera muerta de roble (Percy et al., 2000; Harvey et al., 2011a) y generalmente, los especialistas recalcan la importancia de existencia de arbolado poco denso o en entornos abiertos para la dispersión de la especie (Harvey et al., 2011a). Es cierto que en Artikutza las diferencias entre hayedo y robledal no han sido significativas (Figura 16). Pero aunque la falta de datos no ha permitido comparar preferencias por ambos sustratos alimenticios (haya vs. roble), debe tenerse en cuenta de que de los 10 individuos vivos observados en árboles, 9 lo fueron en roble (apartado 3.3.3.). Seguramente, en Artikutza *L. cervus* selecciona preferentemente el árbol y no el tipo de bosque.

La persistencia a largo plazo de *L. cervus* en el ZEC parece garantizada por dos razones: la alta disponibilidad de hábitat en todas las áreas y su capacidad de colonizar también madera muerta de haya (Percy et al., 2000; Harvey et al., 2011a). Sin embargo, resulta esperable una disminución de sus poblaciones en el futuro, ya que su hábitat idóneo - grandes troncos de roble muertos - va a ir reduciéndose debido a la expansión del haya. Dado que los individuos vivos se han encontrado sobre árboles trasmochos, un motivo adicional de preocupación radicaría en determinar si no existirá un lapso temporal entre la tasa de generación de nuevos árboles gruesos y la pérdida de trasmochos, sobre todo de robles.

#### 4.4.2. Protocolo de seguimiento:

- Fechas: restringir las fechas a julio y a agosto, meses en los que se ha observado a todos los individuos adultos.

- Metodología: siete de los 11 individuos vivos fueron encontrados mediante trampas cebo. Por tanto, la metodología consistiría en mantener los itinerarios realizados (15 pasos a cada lado del itinerario) y combinar durante las mismas jornadas la inspección visual en busca de restos en árboles considerados como hábitat potencial, con el muestreo mediante trampas de interceptación en base de árboles y de vuelo cebadas con plátano. Sin embargo, dado que las trampas de vuelo no han capturado ningún individuo de la especie, se recomienda utilizar el diseño de trampa empleado por Méndez & Salaberria (2008). Estas trampas consisten en botellas de 2l de refresco cuyo tercio superior se recorta, se le da la vuelta y se encaja con el resto del recipiente para que funcione como embudo recolector. Dentro se dispondría el cebo y un largo alambre serviría para colgar la trampa de los árboles. Colocar 10 trampas de vuelo y 20 en la base de los árboles por itinerario para rentabilizar y estandarizar el esfuerzo.

- Periodicidad de seguimiento: cinco años.

- Periodicidad de muestreo: no se han observado individuos muertos en las trampas por lo que dos veces por semana se considera suficiente. De todas maneras, como es posible encontrar algunos individuos vivos por el día, se aconseja restringir las jornadas de muestreo a días despejados.

- Mejoras: Podría ser conveniente comparar la eficacia del plátano contra la del jengibre, que ha resultado ser eficiente en algunos lugares (Harvey et al., 2011b) pero no en otros (Chiari et al., 2014a). El protocolo basado en búsqueda visual crepuscular de individuos activos (Campanaro et al., 2010) se desecha por que resulta de difícil aplicación en Artikutza por varias razones: 1) desplazamiento nocturno temporalmente muy costoso en los senderos de Artikutza, 2) visualización complicada de los ejemplares activos por la tupida masa forestal y 3) riesgo de encontronazos potencialmente peligrosos con la fauna local nocturna (p.e. jabalíes).

## 4.5. *Rosalia alpina*

**4.5.1. Diagnóstico y perspectivas:** *R. alpina* aparece en todas las áreas prospectadas, aunque menormente en Elama medio (apartado 3.3.4.), dónde también es menor la disponibilidad de hábitat (Figura 9 y Tabla 9). Aunque en general, la especie tiene una alta disponibilidad de árboles habitables de buena calidad, al menos en los hayedos más puros (bravos y trasmochos), por encima de lo observado en otros bosques europeos (Tabla 14). Sin embargo, tanto la densidad de individuos, como las tasas de árboles colonizados son menores a las de bosques con arbolado ralo (Tabla 14), confirmando la hipótesis de que *R. alpina* prefiere habitar troncos con cierto grado de insolación (Russo et al., 2010). Los datos también apoyan la hipótesis de que el arbolado trasmochos ofrece mayor disponibilidad de hábitat y que la mayor parte de las poblaciones se concentran en árboles de este porte. Todo ello a pesar de que el hayedo bravo ya ha comenzado a generar árboles disponibles.

La presencia a largo plazo de *R. alpina* en Artikutza debería estar garantizada por la expansión del hayedo y por el rápido crecimiento del haya en Artikutza. El primer proceso compensa el bajo tamaño poblacional con una mayor superficie de hábitat disponible. El segundo asegura un reemplazo de las actuales hayas gruesas (en su mayoría trasmochas) por las bravas de mayor tamaño.

**Tabla 14.** Densidades (por superficie de hayedo) de adultos de *R. alpina* y árboles disponibles y porcentajes de árboles colonizados.

Tipo hayedo	Adultos x jornada/ha	Árboles disponibles/ha	% con orificios	Lugar	Referencia
Bravo semiabierto Semiabierto en cresta	0,55-0,72 0,29-0,39	-	-	Norte de Bohemia (República checa)	Dragg et al., 2011
Bravo	-	3,4	-	Artikutza	Presente trabajo
Trasmochos	-	15,2	-		
Total	0,18	2,0	13,7		
Trasmochos	0,10	4,0	37,8	Artaso (Aizkorri-Aratz)	Castro & Fernández, 2016
Trasmochos	0,01-0,13	-	-	Oieleku (Aiako Harria)	Pagola, 2011
"Shredded" abierto Pasto arbolado Bravo	-	1,8 0,8 1,8	75 48,5 32,5	Molise (Italia)	Russo et al., 2010
Semiabierto en cresta	-	6,8	52	Alpes Bávares (Alemania)	Binner & Bussler, 2006

### 4.5.2. Protocolo de seguimiento:

- Fechas: se propone restringir las fechas a julio y a agosto, meses en los que se ha observado a todos los individuos adultos.

- Metodología: la metodología consistiría en mantener los itinerarios realizados (35 pasos a cada lado del itinerario) en busca de restos e individuos vivos en árboles considerados como hábitat potencial.

- Periodicidad de seguimiento: cinco años.

- Periodicidad de muestreo: se recomienda una vez por semana, entre 12-17 h y en días soleados para que sea comparable a otros seguimientos realizados (Pagola, 2011; Castro & Fernández, 2016).

- Mejoras: podría añadirse (o sustituirse) un itinerario en el sur del ZEC, para comprobar si la baja densidad de hábitat disponible en el mismo incide significativamente en los tamaños poblacionales. A mediados de octubre de cada año podrían contabilizarse orificios de salida, distinguiendo recientes de antiguos para testar la fiabilidad de este método, que supondría un menor esfuerzo de aplicación.

#### **4.6. *Osmoderma eremita***

4.6.1. Diagnóstico y perspectivas: aunque se han observado bastantes cavidades y ahuecamientos en los árboles trasmochos, prácticamente todas estaban muy expuestas y empapadas por entrada de agua de lluvia, habiéndose registrado una baja disponibilidad de hábitat para *O. eremita*. Aún y todo, la especie se ha citado en tres itinerarios diferentes. Sorprende, ya que los datos sugieren una densidad de árboles disponibles < 1/ha, por debajo del umbral de 3,4/ha obtenido en robledales (Bergman et al., 2012). Es probable que habiendo alta densidad de trasmochos (Ekilan, 2012), puedan existir algunas cavidades altas para *O. eremita* que hayan quedado fuera del alcance de la vista durante los muestreos. En cualquier caso, la disponibilidad de hábitat es baja, en reflejo al exiguo tamaño poblacional evidenciado por el escaso número de capturas. Este hecho encaja con las menores tasas de árboles habitados en las superficies con menores densidades de árboles disponibles (Ranius, 2000). Los parámetros poblacionales están al nivel de los más bajos de Navarra (Castro et al., 2012b) y Europa (Zauli et al., 2014). Las condiciones de bosque cerrado tampoco favorecen altas densidades de población de *O. eremita* (Dubois et al., 2009).

La permanencia de *O. eremita* en Artikutza dependerá de la persistencia y nueva generación en el tiempo de árboles con cavidades adecuadas, sobre todo robles, que parece ser una especie preferida cerca del área de estudio (Dubois et al., 2009). Esta problemática ya ha sido parcialmente discutida en el apartado 4.1.2. Dilucidar hasta qué punto están comprometidas las poblaciones de la especie en Artikutza requeriría un estudio más profundo, centrado en los focos poblacionales ya detectados y en otros susceptibles de serlo. Entre éstos se encontrarían enclaves en los que se ha detectado la especie acompañante *E. ferrugineus* (Svensson et al., 2004; Svensson & Larsson, 2008) e indicadora de abundancia de cavidades (Ranius, 2002b) y otras que indican la presencia de cavidades, como *G. variabilis* y *G. nobilis*: Sasiaundi-Satorlepo, Langa Xarta y Sirriko-Uzkue. Los seguimientos de las poblaciones detectadas deberían acompañarse con las tasas de pérdida (trasmochos) y ganancia (bravos) de robles con cavidades disponibles (apartado 4.1.3.).

#### 4.6.2. Protocolo de seguimiento:

- Fechas: se propone restringir el seguimiento al mes de agosto, en el que se han observado todos los individuos adultos y en consistencia con estudios anteriores (San Martín et al., 2001).

- Metodología: todos los individuos se colectaron en trampas de interceptación de cavidades. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en todos estos árboles había también trampas de feromonas. Las feromonas las emiten los machos para atraer a las hembras (Larsson et al., 2003) y ya parece demasiada casualidad que justo todos los ejemplares capturados fueran hembras. Por ello se recomienda utilizar ambos tipos de trampas. Con motivos de comparación con otros seguimientos (Castro et al., 2012b), se podrían colocar 5 trampas grandes y 5 pequeñas de vuelo por foco de población (ver mejoras) y unas 20 de interceptación de cavidades por itinerario.

- Periodicidad de seguimiento: cinco años.

- Periodicidad de muestreo: no se han observado individuos muertos en las trampas, aunque probablemente por el pequeño tamaño poblacional de las poblaciones muestreadas. En otros estudios se han registrado individuos muertos incluso a intervalos de tres días, recomendando una periodicidad de al menos un muestreo por cada dos días (Castro et al., 2012b).

- Mejoras: para maximizar su eficiencia comparativa entre zonas, las trampas podrían distribuirse regularmente separadas unos 30-50 m a partir de un foco de población (Campanaro et al., 2010). Para ello antes habría que detectar, dónde no se hubiera realizado ello previamente (ya se ha realizado en Iturrizar, Lapur Txulo y Urristiko Lepoa), el árbol o conjunto de árboles foco principal de la población, instalar una trampa ahí y desde ella colocar otras en transectos en cruz en cuatro direcciones en ángulo recto y si esto último no fuera posible, prolongar aquel(los) transecto(s) que sean accesibles y se internen en hábitat potencial y/o variar los ángulos entre transectos. Así se estandarizarían los resultados. Un estudio previo, centrado en detectar nuevos focos de población de *O. eremita* en Artikutza sería necesario para valorar con mayor precisión la situación de la especie en el ZEC: enclaves con mayor presencia o abundancia, preferencias de hábitat, etc.

#### 4.7. Diversidad de saproxílicos

4.7.1. Diagnóstico y perspectivas: la falta de diferencias en diversidad entre itinerarios y hayedos y robledales parece un reflejo de la historia compartida del bosque trasmochos en los dos tercios septentrionales del ZEC y de la mezcla de hayas y robles en casi todas las parcelas de trasmochos. Hecho, este último, que lleva a provocar, según la autoría, diferentes asignaciones de robledal o hayedo en los mapas de vegetación de Artikutza (Catalán et al., 1989; Ekilan, 2012). Tampoco se observan diferencias entre el número de especies citado en robles o hayas. Al menos, en países escandinavos, estos árboles son los que mayor número de especies llevan asociadas (Stokland et al., 2012). Atendiendo a que apenas hay especies indicadoras de hábitat (Tabla 12) y que algunas especies prefieren claramente (aunque la mayoría no exclusivamente) una especie de árbol sobre la otra (Bahillo & Iturrondobeitia, 1996; Martín-Piera & López-Colón, 2000), los saproxílicos en Artikutza parecen seleccionar más el árbol que el tipo de bosque. En cualquier caso, cuatro especies (*R. bifasciatum*, *R. mordax*, *D. parallelipedus*, *S. cylindricum*) son indicadoras de bosques con niveles de madera muerta superiores a 30 m<sup>3</sup>/ha y ninguna por debajo de este umbral (Lachat et al., 2012).

Aparte de las especies diana, *G. variabilis* también destaca por su abundancia en en Artikutza y su inclusión en listas rojas de la Unión Europea y española en la categoría vulnerable (Tabla 11). Esta especie cavícola se encuentra bien distribuida en el ZEC (Figura 20). Del total de 21 ejemplares estimados, 14 han aparecido en robledales, mientras que de los 12 individuos vivos observados, 10 lo han sido sobre robles y 2 en hayas. Esto confirma lo observado en otras regiones europeas, en las que si bien *G. variabilis* coloniza otras frondosas, generalmente prefiere habitar en robledales y robles (Nilsson et al., 2002; Trizzino et al., 2014). En Navarra, la especie se concentra en el dominio de las frondosas atlánticas (San Martín et al., 2001).

Con respecto a la diversidad, Artikutza presenta una riqueza de especies intermedia comparada con otros enclaves próximos de clima templado dónde el bosque autóctono dominante se compone de robledales y hayedos (Tabla 15). Con mucha diferencia, destaca el bosque de Sare. Ello puede deberse a la mayor continuidad temporal de

trasmochos en el tiempo, que se remonta al siglo XVI (Van Meer, 1999), mientras que en Gipuzkoa (Aragón, 2009) y Artikutza los trasmochos comenzaron a predominar en el paisaje forestal a partir del siglo XVIII.

**Tabla 15.** Número de especies de Cerambycidae, Cetoniidae y Lucanidae encontrados en diferentes bosques templados de Navarra y Gipuzkoa.

Enclave	Cerambycidae	Cetoniidae	Lucanidae	Total	Referencia
Sare	75	8	4	87	Van Meer, 1999, 2002
Bertiz	28	10	5	43	Recalde & San Martín, 2015
Artikutza	26	5	5	36	Martínez de Murguía et al., 2004; Presente trabajo
Aralar	22	8	5	35	Martínez de Murguía et al., 2007
Aizkorri	18	7	3	28	Martínez de Murguía et al., 2007
Aiako Harria	22	4	2	28	Pagola, 2007b

A largo plazo se espera un mantenimiento de la diversidad de saproxílicos no cavícolas en Artikutza, disminuyendo las poblaciones de las especies que prefieran explotar el roble respecto a las que prefieran el haya. En cuanto a las especies cavícolas, para un área como la ocupada por las masas de trasmochos en Artikutza, un total de más de 0,15 árboles con cavidades y  $\varnothing \geq 99$  cm sería suficiente para mantener una alta diversidad de especies (Bergman et al., 2012), aunque no para *O. eremita* (apartado 4.6.1). Los promedios de las parcelas cifran la densidad de estos árboles en 7,76/ha (todos trasmochos), correspondiendo 2,62 y 5,13 a robles y hayas por hectárea, respectivamente. Por el momento, existe hábitat disponible para las especies cavícolas, pero como se ha tratado en el apartado 4.1.2., la dificultad consiste comprobar si el arbolado bravo crecerá y generará cavidades como para mantener el umbral mínimo de disponibilidad de hábitat necesario mientras se pierden los trasmochos que las poseen.

4.7.2. Protocolo de seguimiento: por motivos de rentabilizar esfuerzos, se sugiere combinar un seguimiento de la diversidad con el de *L. cervus* o *R. alpina*. Teniendo en cuenta que no se contabilizarán las especies activas en primavera.

- Fechas: julio y agosto.

- Metodología: inspección visual en los itinerarios de *L. cervus* o *R. alpina*, añadiendo la exploración de las flores de zarza que atraviese el itinerario, que rinden varias especies diferentes (Archivo Digital). Ejemplares recolectados en las trampas dispuestas para *L. cervus*.

- Periodicidad de seguimiento: cinco años.

- Periodicidad de muestreo: la misma que *L. cervus* o *R. alpina*, según el caso.

- Mejoras: por itinerario: añadir unas 10 trampas de interceptación de cavidades en el caso de simultanear con la búsqueda de *L. cervus* o 20 trampas de interceptación (10 basales cebadas con plátano + 10 en cavidades) y 10 trampas de vuelo cebadas con plátano en el caso de combinar con *R. alpina*.

## 5. CONCLUSIONES

Se presentan las conclusiones paralelizando los objetivos enumerados en el apartado 1.4.:

- 1) Se confirma la presencia de *L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita* en Artikutza, además de otra especie *G. variabilis*, de interés por encontrarse categorizada como vulnerable en listas rojas de la Unión Europea y España. *C. cerdo* ya no está presente en el ZEC, aunque lo habitó en el pasado. *L. violaceus* no ha sido encontrado y lo más probable es que no esté presente.
- 2) *L. cervus* y *R. alpina* se distribuyen por las cinco áreas muestreadas del ZEC. *O. eremita* aparece en tres (Exkax-Artikutza, Enobieta y Urdallue), pero la presencia de especies indicadoras de cavidades de calidad en los árboles (*E. ferrugineus*, *G. nobilis* y *G. variabilis*) sugieren que podría estar también presente en las dos áreas de Elama.
- 3) Las masas de trasmochos aportan mayor cantidad y calidad de hábitat disponible para la fauna saproxílica, acercándose a valores cercanos a bosques naturales maduros. Las masas de bravos presentan valores parecidos a bosques explotados con criterios de conservación de la biodiversidad. Entre los trasmochos, los hayedos presentan mayor rango de clases diametrales que los robledales. Entre los bravos, los hayedos presentan muchos tocones de roble y los robledales mayor cantidad de troncos finos muertos en pie.

Estas diferencias se deben a que hasta el comienzo de los años 20 del siglo XX, el arbolado bravo era muy escaso, estando casi toda la masa forestal ocupada por pastos con trasmochos o jaros. Los aprovechamientos finalizaron a partir de entonces, recuperándose las masas de arbolado bravo a partir de terrenos en los que se talaron robles trasmochos (hayedos sobre todo) o jaros (con robles multifurcados en varios troncos por pie) sin darles tiempo hasta la actualidad para generar árboles con cavidades y gruesos troncos muertos. Al contrario ha sucedido con las masas de trasmochos, en las que los remanentes de este tipo de árboles han ido aportando anchos troncos ahuecados y muertos, junto a la madera muerta que han ido acumulando los árboles bravos que han crecido bajo ellos. Los robles trasmochos proceden de plantaciones que se concentraron en el siglo XVIII, mientras que entre los siglos XVIII y XIX se fueron creando varias generaciones de hayas trasmochas.

- 4) No existen diferencias de diversidad de saproxílicos entre las cinco áreas muestreadas. *L. cervus* es frecuente en todas, *R. alpina* muestra niveles bajos de actividad en Elama medio (donde existe la menor disponibilidad de hábitat) y *O. eremita* podría estar ausente o con bajísimos efectos poblacionales en la cuenca del Elama.
- 5) No se observan diferencias ni de número ni de composición de especies entre hayedos y robledales trasmochos. Los registros de las especies indican que los individuos seleccionan árboles y no bosques. Aunque los datos de las especies protegidas y vulnerables no han sido suficientes para realizar análisis estadísticos, sí evidencian preferencias por la especie de árbol: *R. alpina* ha sido encontrada exclusivamente en hayas y la mayoría de individuos vivos de *L. cervus* y *G. variabilis* se han encontrado en robles. Los escasos registros de *O. eremita* no han permitido una valoración al respecto.

- 6) *L. cervus*, *R. alpina* y *O. eremita* presentan poblaciones en una distribución amplia pero con muy bajas abundancias. Seguramente, ello se debe a que la disponibilidad de árboles colonizables es alta (excepto para *O. eremita*) y bien distribuída, pero embebida en un bosque sombrío interrumpido infrecuentemente por claros pequeños, prácticamente sólo abiertos por muertes naturales de los árboles. Si el escenario actual de gestión del ZEC no cambia, las perspectivas para *R. alpina* son buenas, debido a la expansión del hayedo y del rápido crecimiento del haya. Para *L. cervus* tampoco debería haber problema, ya que aunque podrían disminuir sus poblaciones por la regresión del robledal trasmochos, lo cierto es que también puede alimentarse de madera muerta de haya. En el caso de *O. eremita* existe riesgo de extinción en Artikutza si los actuales trasmochos con cavidades desaparecen sin que lleguen a solaparse con unas cuantas generaciones de bravos gruesos con cavidades que, a día de hoy, aún no se han generado en el ZEC. Este riesgo se extiende a otras especies cavícolas. Por tanto, las medidas de gestión sugeridas (ver apartado 6) deben centrarse en mantener lo máximo posible los árboles trasmochos y si esto no fuera suficiente, recrear hábitat de manera artificial.
- 7) Los protocolos de seguimiento de las especies protegidas y de la disponibilidad de hábitat se describen en el apartado 4.

## 6. SUGERENCIAS DE MEDIDAS DE GESTIÓN

Las medidas de gestión que se proponen se centran en las prioridades de conservación y en la dinámica natural actual del hábitat para los saproxílicos en el bosque identificadas en los diagnósticos. Destaca sobre todo garantizar una existencia permanente de árboles vivos con cavidades y más secundariamente de troncos muertos gruesos ( $\varnothing > 50$  cm), primando siempre el roble sobre el haya. Todo ello debería hacerse asumiendo que la vocación de la vegetación del ZEC tiende a un predominio de bosque cerrado. Las sugerencias de gestión se han dividido en tres bloques: el primero sobre lo que ya puede hacerse, el segundo trata de obtener información para decidir si adoptar medidas a más largo plazo y el tercero trata sobre estas últimas medidas, si fuesen necesarias.

### 1) Actuaciones de posible aplicación inmediata:

- Proteger y conservar los árboles trasmochos del ZEC.
- Reducir la competencia alrededor de árboles trasmochos que se encuentren total o parcialmente rodeados por árboles de especies exóticas: no debe abrirse un claro de golpe de una vez, pues se sometería repentinamente al árbol a condiciones diferentes a las habituales (Read, 2000). En una primera fase, se pueden cortar los dos árboles más próximos, dejando siempre otros cercanos que protejan del viento al trasmucho. A los cinco años se observaría el estado del trasmucho y dependiendo de su estado, se procedería a cortar uno o dos de los árboles más cercanos. Las siguientes fases serían de mantenimiento, con un seguimiento del árbol cada cinco o 10 años, cortando ramas o árboles de alrededor que ensombrezcan al trasmucho. Al cortar los árboles, se debería dejar un tronco lo más alto posible en pie y el resto dejarlo en el lugar, para favorecer a las comunidades de saproxílicos.
- Aplicar la recomendación anterior según el siguiente orden jerárquico de mayor a menor importancia si no es posible actuar sobre todos los trasmochos en tal situación: roble vivo con cavidad, haya viva con cavidad, otra especie viva con cavidad, roble vivo, haya viva, otra especie viva, roble muerto, haya muerta y otra especie muerta.
- Sustituir plantaciones de coníferas exóticas por robledales en los terrenos que la vegetación potencial sea el roble.
- Reservar robles americanos de gran tamaño ( $\varnothing \geq 40$  cm) en las plantaciones de roble americano para su posible utilidad como hábitat de transición si la información del grupo 2 de recomendaciones así lo sugiere (ver el grupo 3 de recomendaciones).

### 2) Información necesaria para decidir la pertinencia de actuaciones adicionales:

- Elaborar un mapa de vegetación que identifique además de tipos de masas forestales, categorías de densidad de robles y hayas trasmochos. Existen ya mapas que pueden servir de base (p.e. Ekilan, 2012). El mapa facilitaría el diseño de estrategias de selección de lugares a actuar, elaboración de corredores para mejorar la conectividad entre poblaciones, etc.
- Determinar la tasa de pérdida de pérdida de trasmochos (ver apartado 4.1.3.).
- Determinar la tasa de crecimiento de los árboles bravos y su generación de cavidades (ver apartado 4.1.3.). Alternativa o complementariamente, para el crecimiento se podrían plantear estudios dendrocronológicos y para la generación de cavidades, investigaciones en bosques bravos maduros lo más cercanos a Artikutza (recordemos que en el ZEC los árboles bravos casi no han generado cavidades y por tanto no aportarían conocimiento al respecto).

- Determinar si las anteriores tasas estiman la persistencia permanente de umbrales mínimos de disponibilidad de hábitat: se sugieren umbrales no menores a los actuales (medias entre el promedio de las masas bravas y el promedio de las trasmochas): sería no deseable bajar de las actuales densidades de 6,75 troncos muertos  $\varnothing \geq 30$  cm/ha y de 29,75 árboles con cavidades/ha y evitar disminuir a menos de 0,15 árboles con cavidades  $\varnothing \geq 99$  cm/ha (Bergman et al., 2012).
  - Definir umbrales de densidad de árboles con cavidades para *O. eremita*: ello requiere realizar estudios más detallados en el ZEC (apartado 4.6.2.).
- 3) Actuaciones a considerar según la información recabada en el grupo 2) de recomendaciones: deberían estar en marcha hasta que los árboles bravos generen el hábitat necesario:
- Generar hábitat de manera artificial en las plantaciones de roble americano: emulando las experiencias de otras reservas forestales (más detalladamente en Cavalli & Mason, 2003; Mason, 2003), se pueden aprovechar los robles americanos de gran tamaño para generar hábitat para saproxílicos de varias maneras: vaciando troncos para crear cavidades, anillar árboles para crear árboles gruesos en pie, etc. Se puede crear estos hábitats y aclarar la plantación quitando los árboles más delgados para dejar que vaya regenerando el bosque autóctono por debajo. Debe tenerse en cuenta que, entre frondosas, los saproxílicos cavícolas seleccionan en su gran mayoría las cavidades y no la especie de árbol (Milberg et al., 2014).
  - Colocar cajas nido diseñadas expresamente para saproxílicos cavícolas (Jansson et al., 2009; Carlsson et al., 2016).
  - Podar de manera cuidadosa varios trasmochos para liberar peso de las ramas y reducir así su inestabilidad mecánica: antes de aplicar estas técnicas sería necesario revisar lo aprendido sobre las mismas en las experiencias que se han comenzado a llevar a cabo en las proximidades del área de estudio (Cousins & DuVal, 2012; Read et al., 2013; Riaño et al., 2013). Previamente habría que seleccionar los trasmochos a podar, tras una valoración de su riesgo de caída, por especialistas.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Agirre, E. 2003. *Artikutza: guía del visitante*. Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián.
- 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. *European Journal of Entomology* 109: 553-559.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson, M.J. 2004. *DISTLM v.5: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model*. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Aragón, A. 2009. Una longeva técnica forestal: los trasmochos o desmochos guiados en Guipúzcoa durante la Edad Moderna. En: UNED. *Espacio, Tiempo y Forma, Serie IV, Historia Moderna. Tomo 22*. Pags: 73-105.
- Aragón, A. 2015. Relaciones ganaderas entre Navarra y Guipúzcoa durante la Baja Edad Media y el comienzo de la Edad Moderna. *En la España Medieval* 38: 13-35.
- Bahillo, P. & Iturrondobeitia, J. C. 1996. Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) del País Vasco. *Cuadernos de Investigación Biológica* 19: 1-244.
- Barrio, L. 1989. Catálogo y cartografía de las estaciones megalíticas de Goizueta-Artikutza-Aranaz y Agiña-Lesaka (Navarra). *Munibe (Antropología-Arkeología)* 41: 101-132.
- Barrio, L. & Zaldua, L. 1994. *Artikutzako Mapa*. 1:20 000. Ayuntamiento de San Sebastián.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.
- Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 552-557.
- Baselga, A. & Leprieur, F. 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1069-1079.
- Baselga, A. & Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808-812.
- Bense, U. 1995. *Longhorn beetles. Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe*. Malgraf Verlag, Nördlingen, Germany.
- Bergman, K.O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M.W. & Milberg, P. 2012. How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management* 265: 133-141.
- Binner V. & Bussler H. 2006 – Erfassung und Bewertung von Alpenbock-Vorkommen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38: 378-382.
- Blas, M. 2006a. *Osmoderma eremita* Scopoli, 1763. En: Verdú, J. R. & Galante, E. (Eds.). *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Blas, M. 2006b. *Limoniscus violaceus* (Müller, 1821). En: Verdú, J. R. & Galante, E. (Eds.). *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Bouget, C., Larrieu, L. & Brin, A. 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators* 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. *Biological Conservation* 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. *Conservation Biology* 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 27/9/2016.

Campanaro, A., Bardiani, M., Spada, L., Carnevali, L., Montalto, F., Antonini, G., Mason, F. & Audisio, P. (Eds.). 2010. Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat, 6. Cierre Grafica, Verona, 8 pp. + CD-ROM.

Campanaro, A., Toni, I., Hardersen, S. & Grasso, D. A. 2011. Monitoring of *Lucanus cervus* by means of remains of Predation (Coleoptera: Lucanidae). *Entomologia Generalis* 33 (1/2): 79-89.

Campanaro, A. & Bardiani, M. 2012. Walk transects for monitoring of *Lucanus cervus* in an Italian lowland forest. *Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation*. *Studia Forestalia Slovenica* 137: 17-22.

Camprodon, J., Salvanyà, J. & Soler-Zurita, J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of NE Peninsula. *Acta Ornithologica* 43 (1): 17-31.

Carey, A.B. & Healy, W.M. 1981. *Cavities in trees around spring seeps in the maple-beech-birch forest type*. Northeastern Forest Experiment Station, Broomall, Pa. USDA Forest Service Research Paper NE-480.

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

Carrión, I. 1996. Los antiguos pesos y medidas guipuzcoanos. *Vasconia* 24: 59-79.

Castro, A. 2009. Evolution and structure of Artikutza, an 80-year-old-beech forest in Navarra (northern Spain). *Munibe, Ciencias Naturales-Natur Zientziak* 57: 257-284.

Castro, A. & Fernández, J. 2016. Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. *Journal of Insect Conservation* 20 (online first).

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

Castro, A., Recalde, I. & San Martín, A. 2012b. *Estado de conservación de Osmoderma eremita y establecimiento de un protocolo para el seguimiento de sus tendencias poblacionales*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

Catalán, P., Aizpuru, I., Areta, P., Mendiola, I., del Barrio, L., Zorrakin, I. 1989. *Guía Ecológica de Artikutza (Naturaleza y Huella Humana)*. Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián.

Catalán, P., Aizpuru, I. & Barturen, M.R. 1988. Proyecto de reserva natural en Artikutza (Navarra). Estudio ecológico. En: Iturrondobeitia, J.C. (Ed.). *Actas del Congreso de Biología Ambiental. II Congreso Mundial Vasco. Tomo I.* Gobierno Vasco y Universidad del País Vasco. pags. 287-302.

Cavalli, R. & Mason, F. 2003. *Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. Life Nature project NAT/IT/99/6245 "Bosco della Fontana" (Mantova, Italy).* Scientific Reports, 2. Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale di Verona – Bosco della Fontana. Gianluigi Arcari Editore, Mantova: pp. 112.

Celaya M. La traída de aguas. *Boletín de Información Municipal (San Sebastián)*, Año 11: 41-63.

Chatenet, G. du. 2000. *Coléoptères phytophages d'Europe.* N.A.P. Editions, Vitry-sur-Seine, France.

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., Carpaneto, G.M., Zauli, A., Zirpoli, J.C., Audisio, P. & Ranius, T. 2013. Dispersal patterns of a saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Insect Conservation and Diversity* 6: 309-318.

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. *Journal of Insect Conservation* 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 Conservation and Diversity* 7 (5):462-469.

Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Odor, P., Standovár, T., Rozenbergar, D. & Vrska, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210(1): 267-282.

Ciach, M. & Michalcewicz, J. 2013. Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies? *Polish Journal of Ecology* 61 (2): 349-355.

Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L., & Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.

Cousins, S.J. & DuVal, A.E. 2012. Management approaches for protected areas of cultural and biological significance: the beech Pollards of Aiako Harria Natural Park. Chapter 1. In: Ashton, M., Muruetagoenia, T., & DuVal, A. (eds). *Integrative protected area management: reconciling conservation, restoration, and recreation objectives in Aiako Harria Natural Park.* Nova Publishers, Hauppauge, pp. 1–21.

Dajoz, R. 1974. Les insectes xylophages et leur role dans la degradation du bois mort. En: Pesson, P. (Ed.). *Ecologie Forestière. La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune.* 257-307. Gauthier-Villar. Paris.

Dajoz, R. 2007. *Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier.* 2e édition. Lavoisier. Paris.

De Cáceres, M. 2013. How to use the indicpecies package (ver. 1.7.1). <https://cran.r-project.org/web/packages/indicpecies/vignettes/indicpeciesTutorial.pdf>

- Dorronsoro, B., Lozano, P.J. & Latasa, I. 2015. Nafarroako Artikutzako baso landarediaren inbentarioa karakterizazioa eta egituraren analisisa. *Lurralde* 38: 159-186.
- 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
- 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 and Urban Planning* 91: 152-159.
- Ducasse, J.J. & Brustel, H. 2008. Saproxylic beetles in the Grésigne forest management. *Revue d'Écologie (Terre Vie)* 63: 67-72.
- Duelli, P. & Wermelinger, B. 2005. La Rosalie des Alpes (*Rosalia alpina*). Un cérambycide rare et emblématique. *Not. prat.* 39: 8S.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345-366.
- Ekilan S.L., 2012. *Proyecto de Ordenación forestal y Plan de Gestión del LIC de Artikutza*. Ansoain: Ayuntamiento de Donostia y Gobierno de Navarra, 120 pp.
- Erriondo, M. 1988. Artikutza. Toponimia actual y antecedentes históricos. *Institución Príncipe de Viana* 51: 119-142.
- Gouix, N. 2011. *Gestion forestière et biodiversité, les enjeux de conservation d'une espèce parapluie: Limoniscus violaceus (Coleoptera)*. Biodiversity. Université Pierre et Marie Curie -Paris VI.
- Gouix, N., & Brustel, H. 2012. Emergence trap, a new method to survey *Limoniscus violaceus* (Coleoptera: Elateridae) from hollow trees. *Biodiversity and conservation* 21(2):421-436.
- Gouix, N., Mertlik, J., Jarzabek-Müller, A., Németh, T. & Brustel, H. 2012. Known status of the endangered western Palaearctic violet click beetle (*Limoniscus violaceus*) (Coleoptera). *Journal of Natural History* 46 (13-14): 769-802.
- GTLI (Grupo de Trabajo de Lucanidae Ibéricos). 2005. Biología del Ciervo Volante: de lo poco conocido y lo mucho por conocer (versión 3.1.). <http://entomologia.rediris.es/gtli/espa/cuatro/E/bioluc2.htm>.
- Guerendiáin, V.G. 1953. Algunas medidas empleadas en el antiguo Reino de Navarra. *Príncipe de Viana* 14 (52): 395-400.
- 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 Conservation and Diversity* 4: 23-38.
- 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 Conservation and Diversity* 4: 4-14.
- Hammer, Ø. 2015. *PAleontological STatistics. Version 3.08. Reference Manual*. Natural History Museum, University of Oslo.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Herrera, J., Olano, J.M., Laskurain, N.A., Loidi, J. & Escudero, A. 2002. Reconstrucción de la historia de un abedular-hayedo. *Naturzale* 17: 111-132.

- Horák, J., Büche, B., Méndez, M. & Alexander, K. 2010. *Platycerus spinifer*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T157754A5138829. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T157754A5138829.en>. Consultado el 05/05/2016.
- Jansson, N., Ranius, T., Larsson, A. & Milberg, P. 2009. Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. *Biodiversity and conservation* 18 (14): 3891-3908.
- Jönsson, N.; Méndez, M. & Ranius, T. 2004. Nutrient richness of Wood mould in tree hollows with the Scarabeid beetle *Osmoderma eremita*. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (2): 79-82.
- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C. & Goldsmith, F.B. 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35: 148-155.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M., Bussler, H., Isacson, G. & Müller, J. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators* 23: 323-331.
- Laó, C.M. & Laó, D.J. 1993. Análisis de la mortalidad de ciervos volantes (*Lucanus cervus*) en carreteras asturianas. *Boletín de Ciencias de la Naturaleza* 43: 15-25.
- Larsson, M. C.; Hedin, J.; Svensson, G. P.; Tolasch, T. & Francke, W. 2003. Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology* 29 (3): 575-587.
- Lonsdale, D. (Ed.) .2013. *Ancient and other veteran trees: further guidance on management*. Tree Counc., London.
- Luce, J. M. 1996. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In: Van Helsdingen, P. J.; Willemse, L. & Speight, M. C. D. (Eds.). *Background information on invertebrates of the Habitats directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera*. Council Europe. Nature and Environment 79. Pags. 70-73.
- Marshall, P.L., Davis, G. & Lemay, V.M. 2000. *Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris*. Technical Report. Vancouver Forest Region.
- Martín-Piera, F. & López-Colón, J.I. 2000. *Coleoptera, Scarabaeoidea* I. En: Ramos, M.A. et al. (Eds.). *Fauna Ibérica*, vol. 14. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 526 pp.
- 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). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 41: 237-250.
- Martínez de Murguía, L., Lapaza, J., Salaberria, E., Méndez, M. & Molino-Olmedo. 2004. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo acidófilo en regeneración del norte peninsular. *Munibe, Ciencias Naturales-Natur Zientziak* 55: 167-182.
- Mason, F. 2003. Guidelines and aims of the Project Life NAT/IT/99/006245 "Bosco della Fontana: urgent conservation actions on relict habitat". En: Mason, F., Nardi, G. & Tisato, M. (Eds.). *Proceedings of the International Symposium "Dead Wood: a key to diversity"*. Mantova, May 29<sup>th</sup> -31<sup>st</sup> 2003. Pp. 41-44.
- McArdle, B.H. & Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82(1): 290-297.
- Melo, A. 1999. Las ferrerías de Goizarin y Elama. *Cuadernos de etnología y etnografía de Navarra* 74: 731-758.

Méndez, M. 2012. *Lucanus cervus*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 198 pp.

Méndez, M. & Salaberria, E. 2008. *Estimación de la población del ciervo volante (Lucanus cervus) en el Parque de Cristina Enea (Donostia)*. En: Aranzadi. *Estudio de los valores naturales del Parque Cristina Enea (Donostia): Situación actual y propuestas de gestión*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Informe técnico para el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián. Pags. 96-119.

Méndez, M., Dodelin, J., Petrakis, P., Schlaghamersky, J. & Nardi, G. 2010. *Limoniscus violaceus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 05/09/2016.

Merino y Vergara, S. 1868. *El Sistema Métrico-Decimal Aplicado a Navarra*. Imprenta de Tiburcio Iriarte. Pamplona.

Micó, E. 2006. *Gnorimus variabilis* (Linnaeus 1758). En: Verdú, J. R. & Galante, E. (Eds.). *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

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

Micó E., Marcos-García M<sup>a</sup> A., Quinto J., Ramírez A., Ríos S., Padilla A. & Galante, E. 2010a. Los árboles añosos de las dehesas Ibéricas, un importante reservorio de insectos saproxílicos amenazados. *Elytron*, 24: 89-97.

Micó, E. Murria, E. & Galante, E. 2012. *Osmoderma eremita*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 60 pp.

Micó E., Quinto J., Briones R., Brustel. & Galante E. 2010b. Nueva cita de *Limoniscus violaceus* (Müller, 1821) (Coleoptera: Elateridae) para la región Mediterránea Ibérica. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 34 (3-4): 427-429.

Milberg, P., Bergman, K. O., Johansson, H., & Jansson, N. 2014. Low host-tree preferences among saproxyllic beetles: a comparison of four deciduous species. *Insect Conservation and Diversity* 7(6): 508-522.

Montesinos, L. 2013. *Iraliku'k: la confrontación de los comunales. Etnografía e historia de las relaciones de propiedad en Goizueta*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.

Mugueta, I. 2009. La primera industrialización en Navarra: las ferrerías de la Baja Edad Media. *Huarte de San Juan. Geografía e Historia* 16: 9-58.

Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. & Zabransky, P. 2005. Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldoekologie online* 2: 106-113.

Murria, E.; Murria, F. & Murria, A. 2004. Presencia de *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) en Aragón (España). Distribución y ecología (Coleoptera, Cetoniidae). *Catalogus de la Entomofauna Aragonesa* 31: 7-23.

Mutiloa, J. M<sup>a</sup>. 1976. *Roncesvalles en Guipúzcoa. III. La desamortización en Articuza y Cegama*. Caja de Ahorros Provincial de Guipúzcoa.

Nieto, A. & Alexander, K.N.A. 2010. *European Red List of Saproxyllic 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. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 05/09/2016.
- Nilsson, S.G., Baranowski, R., Hedin, J., Jansson, N. & Ranius, T. 2002. Hålträdslevande guld-baggars (Coleoptera, Scarabaeidae) biologi och utbredning i Sverige. [Biology and distribution of Chafers (Coleoptera, Scarabaeidae) living in hollow trees in Sweden] – *Entomologisk Tidskrift* 123 (3): 81-97.
- Oleksa, A., Ulrich, W. & Gawroński, R. 2007. Host tree preferences of hermit beetles (*Osmoderma eremita* Scop., Coleoptera: Scarabaeidae) in a network of rural avenues in Poland. *Polish Journal of Ecology* 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. 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.
- Percy, C., Bassford, G. & Keeble, V. 2000. *Findings of the 1998 National Stag Beetle Survey*. People's Trust for Endangered Species. London, United Kingdom.
- Pérez-Moreno, I., San Martín, A.F. & Recalde, I. 2012. Hallazgo de *Limoniscus violaceus* (P.W.J. Müller, 1821) en La Rioja y nuevas localizaciones de *Ischnodes sanguinicollis* (Panzer, 1793) en el norte de España (Coleoptera: Elateridae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 50: 471-475.
- Perurena, P. 2008. Goizueta 1427ko apeoan. *Fontes Linguae Vasconum* 108: 379-393.
- Peterken, G.F. 1996. *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Pohlert, T. 2014. *The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR)*. R package. Disponible en: <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2003. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: URL <http://www.R-project.org/>.
- Ranius, T. 2002a. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11: 931-941.
- Ranius, T. 2002b. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxyllic beetles in Sweden. *Biological Conservation* 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. *Animal Biodiversity and Conservation* 28 (1): 1-44.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126:363–370.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. *Landscape Ecology* 21: 687-698.
- Ranius, T., Niklasson, M. & Berg, N. 2009a. Development of tree hollows in pedunculated oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257: 303-310.
- Ranius T. and Nilsson S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193–204.
- Ranius, T.; Svensson, G. P.; Berg, N.; Niklasson, M. & Larsson, M.C. 2009b. The successional change of hollow oaks affects their suitability for an inhabiting beetle, *Osmoderma eremita*. *Annales Zoologici Fennici* 46: 205-216.
- Read, H. 2000. *Veteran Trees: a Guide to Good Management*. English Nature, UK.
- Read, H., Dagley, J., Elosegui, J.M., Sicilia, A. & Wheeler, C.P. 2013. Restoration of lapsed beech pollards: evaluation of techniques and guidance for future work. *Arboricultural Journal: The International Journal of Urban Forestry*. DOI:10.1080/03071375.2013.747720.
- Recalde, J. I. & Sánchez-Ruiz, A. 2002. Elateridae (Coleoptera) forestales de Navarra (II). Recaptura de *Limoniscus violaceus* en la Península Ibérica, y comentarios acerca de su distribución, biología y "status". *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 30: 161-163.
- Recalde, J. I. & San Martín, A. 2003. Saproxylics of Navarra (North Spain): chorology, faunistic and status of noticeable, protected and endangered beetles. *Proceedings of the second pan-European conference on Saproxylic Beetles*. London. 2 pags.
- Recalde, J. I. & San Martín, A. 2015. Aproximación a la fauna de escarabajos saproxílicos (Coleoptera) del Parque Natural del Señorío de Bertiz (Navarra). *Heteropterus Revista de Entomología* 15 (1): 43-57.
- 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: Montes, Servicios y Desarrollo Rural, Sociedad Española de Ciencias Forestales (eds). 6\_ Congreso Forestal Español. 10–14 June. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria-Gasteiz, Spain, p. 16. <http://www.congresoforestal.es/actas/doc/6CFE/6CFE01-128.pdf>. Acceso 21/4/2015.
- Rink, M. & Sinsch, U. 2007. Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology* 272: 235-243.
- Rozas, V. 2004. A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 195: 205-219.
- Rozas, V. 2005. Dendrochronology of pedunculated oak (*Quercus robur* L.) in an old-growth pollarded woodland in northern Spain: establishment patterns and the management history. *Annals of Forest Science* 62: 13-22.
- Russo, D; Cistrone, L. & Garonna, A. P. 2010. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia 78lpine* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*. DOI 10.1007/s10841-010-9366-3.

- Sánchez, A. & Recalde, I. 2012. *Limoniscus violaceus*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 51 pp.
- San Martín, A. F.; Recalde, J. I. & Agoiz, J. L. 2001. Corología de los cetónidos de Navarra (Coleoptera: Cetoniidae). *Zapateri, Revista aragonesa de entomología* 9: 65-74.
- Speight, M.C.D. 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Council of Europe, Strasbourg.
- Stokland, J.N.; Siitonen, J. & Gunnar-Jonsson, B. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 380-401.
- Susperregi, J. & Prado, S. 2003. Dendrocronología del roble en Gipuzkoa. Análisis climático a partir de las series de crecimiento. *Boletín Arkeolan* (11): 127-184.
- Svensson, G. P., Larsson, M.C. & Hedin, J. 2004. Attraction of the larval predator *Elater ferrugineus* to the sex pheromone of its prey, *Osmoderma eremita*, and its implications for conservation biology. *Journal of Chemical Ecology* 30 (2): 353-363.
- Svensson, G. P. & Larsson, M. C. 2008. Enantiomeric specificity in a pheromone –kairomone system of two threatened saproxylic beetles, *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. *Journal of Chemical Ecology* 34: 189-197.
- Tamayo, I., Mendizabal, M., Laskurain, N.A., Herrera, J. & Aldezabal, A. 2008. Urkidi-pagadi baten dinamika: *Quercus*-en dendrokronologia. *Naturzale* 19: 185-197.
- Trizzino, M., Bisi, F., Morelli, C. E., Preatoni, D. G., Wauters, L. A. & Martinoli, A. 2014. Spatial niche partitioning of two saproxylic sibling species (Coleoptera, Cetoniidae, genus *Gnorimus*). *Insect conservation and diversity* 7(3): 223-231.
- Vallauri, D., André, J. & Blondel, J. 2003. Le bois mort, une lacune des forêts gérées. *Revue Forestière Française* 2: 3-16.
- Vandekerkhove, K., De Keersmaeker, L., Menke, N., Meyer, P. & Verschelde, P. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258: 425-435.
- Van Meer, C. 1999. Données entomologiques sur une très vieille forêt de feuillus: la forêt de Sare. *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux* 27 (1): 1-17.
- Van Meer, C. 2002. Premier complément aux données entomologiques de la forêt de Sare, Pyrénées Atlantiques (Coleoptères). *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux* 30 (3): 127-136.
- Verdú, J. R. & Galante, E. (Eds.). 2006. *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Vignon, V. & Orabi, P. 2003. Exploring the edgerows network in the west of France for the conservation of saproxylic beetles (*Osmoderma eremita*, *Gnorimus variabilis*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*). Proceedings of the second pan-European conference on Saproxylic Beetles. London. 2 pags.
- Viñolas, A. & Vives, E. 2012a. *Cerambyx cerdo*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 63 pp.
- Viñolas, A. & Vives, E. 2012b. *Rosalia alpina*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 59 pp.

Vrezec, A., Ambrožič, Š. & Kapla, A. 2012. An overview of sampling methods tests for monitoring schemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. En: Jurc, M. (Ed.). *Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology, and conservation*. Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica, Ljubljana. pp. 73-90.

World Conservation Monitoring Centre .1996a. *Cerambyx cerdo*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 18/05/2015.

World Conservation Monitoring Centre .1996b. *Rosalia alpina*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 05/09/2015.

Zabala, A. Los leñadores de Artikutza. *Boletín de Información Municipal (San Sebastián)*, Año 11: 39-40.

Zahradník, J. 1990. *Guía de los coleópteros de España y Europa*. Omega, S.A., Barcelona.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis. Fifth Edition*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, USA.

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. *Journal of Insect Conservation* 18: 801-813.

## 8. DOCUMENTACIÓN HISTÓRICA

En el texto las referencias históricas se citan con las iniciales (ver a continuación) del fondo histórico consultado, separado por barras del libro (LI), o legajo (L) o Expediente (E). Por ejemplo, el Expediente 6 del libro 2048 del Archivo Municipal de San Sebastián se citaría en el texto: AMSS/LI2048/E6.

### ARCHIVO MUNICIPAL DE DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN (AMSS)

1903. Libro 2051, Expediente 1. Proyecto de ordenación del monte Articutza por Tomás Erice.

1919-1922. Libro 2048, Expediente 4. Pastoreo en la finca Artikutza.

1919-1923. Libro 2048, Expediente 6. Labores de carboneo y venta de leña de la finca de Artikutza.

1919-1924. Libro 2048, Expediente 1. Administración e inquilinato de la finca Artikutza: rentas, asistencia médica, escuelas, repoblación forestal, etc. 2 planos.

1919-1934. Libro 2048. Expediente 3. Repoblación forestal de la finca Artikutza.

### ARCHIVO MUNICIPAL DE GOIZUETA (AMG)

Sección 3.2. Libro 17. Libro de viveros y plantaciones.

Sección 8.11. Real Colegiata de Roncesvalles, Señorío de Alduncin, Anizlarrea.

Legajo 1. 1376-1599. Sin título determinado.

Legajo 13. 1567-1872. Diversos dictámenes y pleitos sobre cortes de árboles en Anizlarrea y sobre otros aprovechamientos como leña y carbón.

1580-1827. Dictámenes y sentencias sobre roturas, pastos y helechales y prendamientos de ganado y convenios faceros.

Legajo 15. 1580-1777. Documentos de Roncesvalles y Alduncin.

Legajo 20. 1680. Escritura de convenio entre el cabildo de la Real casa de Roncesvalles y Juanes de Garbiso.

1680. Escrituras sobre las ferrerías de Elama.

1694. Sentencias sobre pleitos entre Goizueta y Roncesvalles.

Legajo 30. 1761-1768. Cartas del cabildo de Roncesvalles y copias de las respuestas de estas.

Legajo 35. 1788-1844. Sin título determinado.

Legajo 50. 1815. Tres escrituras iguales de convenio y transacción entre Goizueta y Roncesvalles.

Legajo 75. 1844-1922. Documentos sobre incidencias con la Colegiata de Roncesvalles sobre Articuza.

Brean, C. 1863. Mapa general que comprende los términos de Anizlarrea propios de la Real Casa de Roncesvalles y de la Enderecera de Eliberria de la Villa de Goizueta. 1 Copia. Actualización del mapa de 1792 de Hugartemendia y Martínez Corcín.

#### ARCHIVO DIGITAL REAL Y GENERAL DE NAVARRA (ARGN)

Diputación Foral de Navarra. 1870-1890. Planos de masas de cultivos. Definitivos. Goizueta: Articuza. Escala 1:10 000. Acuarela sobre papel. Referencia. ES/NA/AACF/1/001/02/02.08/02.08.02/02.08.02.01/306623. Archivo Real y General de Navarra.  
ES/NA/AACF/1/001/02/02.08/02.08.02/02.08.02.01/306624. El segundo mapa.

#### DOCUMENTACIÓN DEL GUARDERÍO DE ARTIKUTZA (DGA)

1952-1993. Recibos y talonarios de prendimientos de ganado.

1956-1969 y 1980-1993. Partes de prendimientos de ganado.

1953-2004. Libro resumen de plantaciones del guarderío de Artikutza.

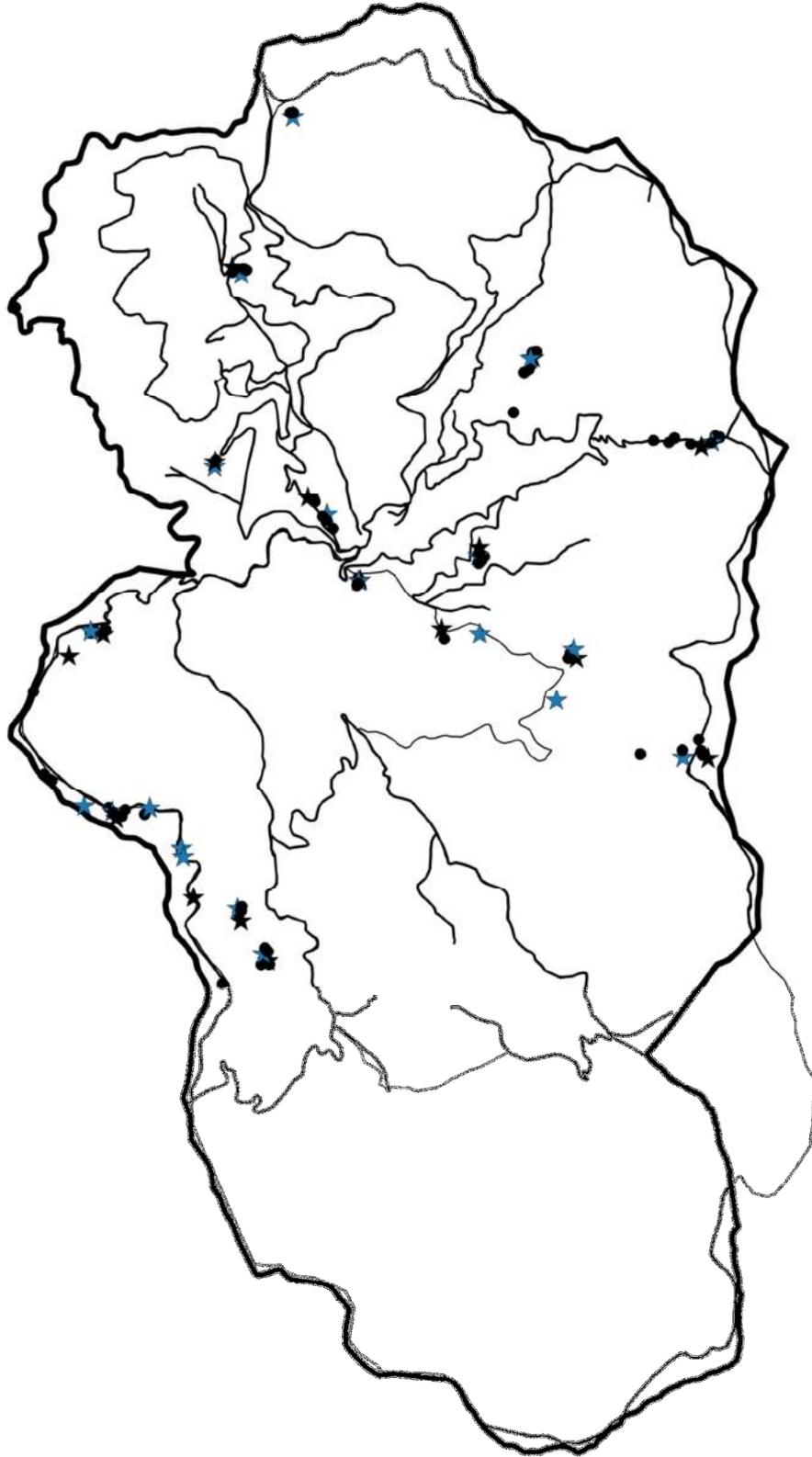
Sin fecha. Relación parcelaria de Articuza. Por Martin Alberdi.

#### FONDO DE RESERVA DEL KOLDO MITXELENA (FRKM)

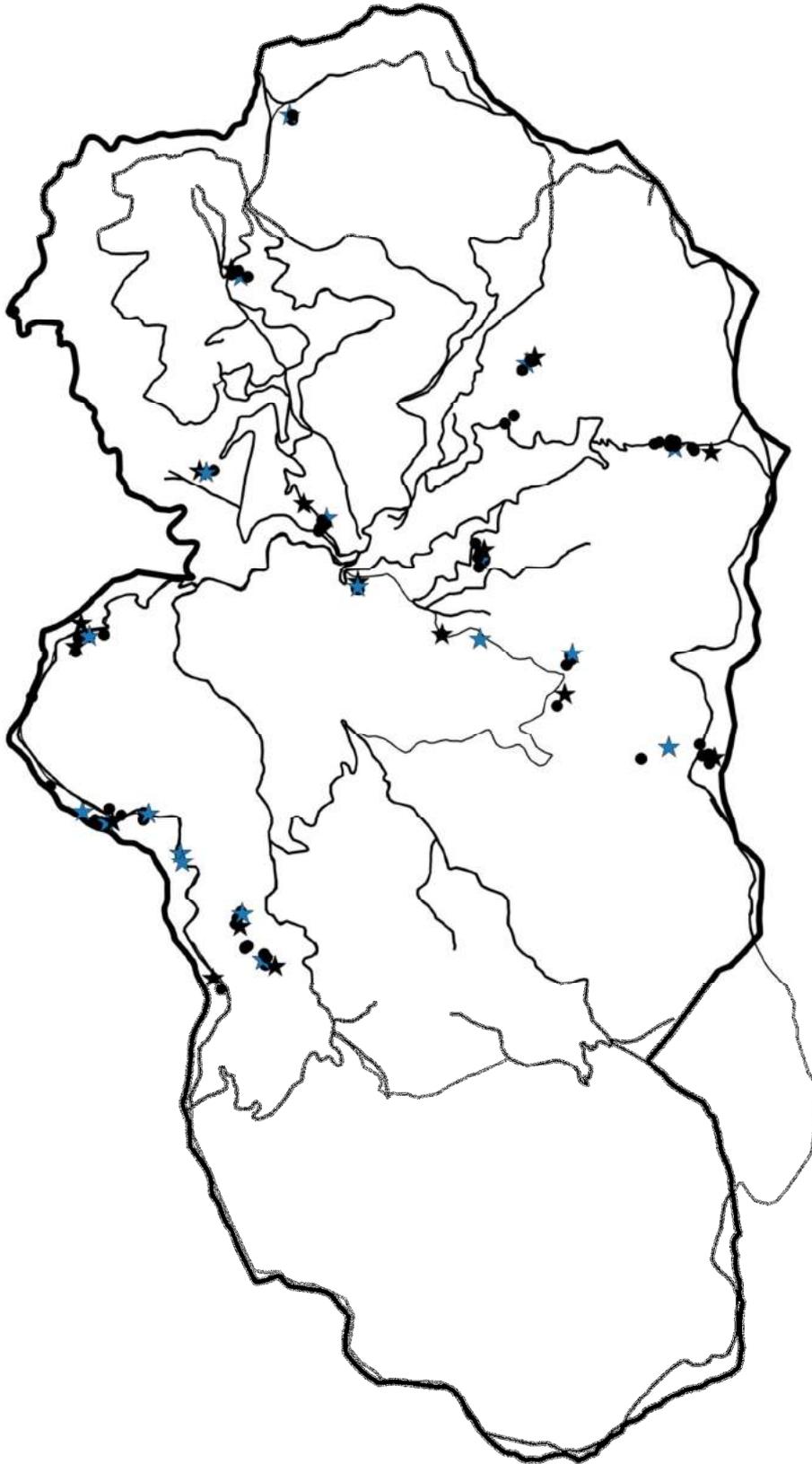
Búsqueda de prensa histórica a través de la página web del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. <http://prensahistorica.mcu.es/es/consulta/busqueda.cmd>

## 9. ANEXOS

**Anexo 1.** Localización de los árboles con trampas durante las campañas de muestreo de *L. violaceus*, *C. cerdo* y *L. cervus*. Símbolos: Círculos negros – con trampas basales, Estrellas azules – con trampas de vuelo pequeñas (Figura 4) y Estrellas negras – con trampas de vuelo grandes (Figura 4).



**Anexo 2.** Localización de los árboles con trampas durante las campañas de muestreo de *O. eremita*. Símbolos: Círculos negros – con trampas en cavidades, Estrellas azules – con trampas de vuelo pequeñas con feromonas (Figura 4) y Estrellas negras – con trampas de vuelo grandes con feromonas (Figura 4).



**Anexo 3.** Densidades (ha<sup>-1</sup>) de árboles por categorías de vitalidad. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009). Abreviaturas: H – hayas, R – robles, T- total árboles, TO- tocones (muertos < 1,5 m), V12 – vitalidades 1 y 2, V34 – vitalidades 3 y 4, V5 – vitalidad 5 (muertos > 1,5 m). Ver apartado 2.2.2. para la definición de las categorías.

Área	Toponimia	Tipo de bosque	V12			V34			V5			TO		
			H	R	T	H	R	T	H	R	T	H	R	T
Exkax- Artikutza	Ugalde-Errotari	Robledal	17	250	<b>275</b>	0	58	<b>58</b>	0	42	<b>42</b>	0	42	<b>42</b>
	Iturrizar	Robledal trasmochos	25	100	<b>358</b>	0	17	<b>58</b>	0	17	<b>33</b>	0	8	<b>17</b>
	Exkax	Hayedo	233	0	<b>242</b>	58	0	<b>75</b>	108	0	<b>142</b>	92	33	<b>125</b>
	Mendarte	Hayedo trasmochos	200	0	<b>217</b>	8	0	<b>8</b>	8	8	<b>17</b>	25	17	<b>42</b>
Enobietia	Bidemakuta	Robledal	8	258	<b>267</b>	0	67	<b>67</b>	0	67	<b>67</b>	0	67	<b>67</b>
	Auntsazulo	Robledal trasmochos	167	83	<b>300</b>	0	25	<b>25</b>	17	8	<b>25</b>	17	17	<b>33</b>
	Egazkin	Robledal trasmochos	58	50	<b>192</b>	8	17	<b>33</b>	0	25	<b>25</b>	0	50	<b>50</b>
	Urristikoa Lepoa	Hayedo trasmochos	258	17	<b>275</b>	33	0	<b>33</b>	17	0	<b>17</b>	33	42	<b>75</b>
Urdallue	Lapur Txulo	Robledal	8	333	<b>342</b>	0	125	<b>125</b>	0	83	<b>83</b>	0	33	<b>33</b>
	Errekaundi	Robledal trasmochos	192	33	<b>242</b>	8	67	<b>75</b>	17	17	<b>33</b>	8	8	<b>17</b>
	Langa Xarta	Robledal trasmochos	17	125	<b>217</b>	0	25	<b>58</b>	0	33	<b>33</b>	0	25	<b>25</b>
	Urdallu Erreka-Otan	Hayedo	283	0	<b>283</b>	0	0	<b>0</b>	25	0	<b>33</b>	75	183	<b>258</b>
	Botota	Hayedo trasmochos	117	0	<b>117</b>	33	0	<b>33</b>	8	0	<b>8</b>	33	8	<b>42</b>
Elama bajo	Gorriko	Robledal	25	325	<b>333</b>	0	33	<b>42</b>	0	100	<b>100</b>	0	75	<b>75</b>
	Maizolope	Robledal trasmochos	17	75	<b>175</b>	0	58	<b>83</b>	0	0	<b>0</b>	0	25	<b>25</b>
	Loiola	Hayedo	242	0	<b>258</b>	8	0	<b>8</b>	42	0	<b>42</b>	58	67	<b>125</b>
	Sasiandi-Satorlepo	Hayedo trasmochos	225	17	<b>242</b>	33	8	<b>42</b>	8	0	<b>8</b>	25	8	<b>33</b>
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	Robledal	17	233	<b>525</b>	8	0	<b>25</b>	0	8	<b>8</b>	0	42	<b>42</b>
	Sirriko-Uzkue	Robledal trasmochos	17	58	<b>225</b>	0	33	<b>83</b>	0	8	<b>25</b>	0	8	<b>25</b>
	Otan	Robledal trasmochos	75	33	<b>233</b>	8	33	<b>50</b>	0	8	<b>17</b>	0	17	<b>17</b>
	Erreka Legor	Hayedo	108	58	<b>308</b>	8	17	<b>33</b>	17	25	<b>92</b>	0	125	<b>125</b>
	Txorikantari	Hayedo	142	8	<b>267</b>	0	0	<b>0</b>	58	0	<b>75</b>	17	33	<b>50</b>
	Uzku	Hayedo trasmochos	133	0	<b>150</b>	17	0	<b>25</b>	8	8	<b>17</b>	0	67	<b>67</b>

**Anexo 4.** Densidades ( $\text{ha}^{-1}$ ) de troncos muertos. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009). Abreviaturas: H – hayas, R – robles, T- total troncos.

Área	Toponimia	Tipo de bosque	< 30 cm			≥ 30 a < 40 cm			≥ 40 a < 60 cm			≥ 60 cm		
			H	R	T	H	R	T	H	R	T	H	R	T
Exkax- Artikutza	Ugalde-Errotari	Robledal	0	75	<b>75</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Iturrizar	Robledal trasmochos	0	17	<b>58</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Exkax	Hayedo	92	0	<b>125</b>	8	0	<b>8</b>	8	0	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>
	Mendarte	Hayedo trasmochos	17	0	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	8	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>
Enobieta	Bidemakuta	Robledal	0	175	<b>175</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Auntsazulo	Robledal trasmochos	17	0	<b>25</b>	0	8	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Egazkin	Robledal trasmochos	0	8	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>	0	8	<b>8</b>	0	8	<b>8</b>
	Urristiko Lepoa	Hayedo trasmochos	25	0	<b>25</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
Urdallue	Lapur Txulo	Robledal	0	142	<b>142</b>	0	8	<b>8</b>	0	17	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>
	Errekaundi	Robledal trasmochos	17	0	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	8	<b>8</b>	0	8	<b>8</b>
	Langa Xarta	Robledal trasmochos	0	17	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	17	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>
	Urdallu Erreka-Otan	Hayedo	8	0	<b>8</b>	17	0	<b>17</b>	0	0	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>
	Botota	Hayedo trasmochos	8	0	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
Elama bajo	Gorriko	Robledal	0	150	<b>150</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Maizolope	Robledal trasmochos	0	0	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Loiola	Hayedo	42	0	<b>42</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Sasiandi-Satorlepo	Hayedo trasmochos	17	0	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	Robledal	0	83	<b>83</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Sirriko-Uzkue	Robledal trasmochos	0	8	<b>33</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Otan	Robledal trasmochos	0	8	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Erreka Legor	Hayedo	8	25	<b>83</b>	8	0	<b>8</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Txorikantari	Hayedo	58	0	<b>75</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>
	Uzku	Hayedo trasmochos	8	8	<b>17</b>	0	8	<b>17</b>	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>

**Anexo 5.** Volúmenes de madera muerta caída (m<sup>3</sup>/ha). Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009). Abreviaturas: D12- estados 1-2 de decaimiento, DR – resto de estados de decaimiento, H – hayas, R – robles, T- total.

Área	Toponimia	Tipo de bosque	D12			DR			Total		
			H	R	T	H	R	T	H	R	T
Exkax- Artikutza	Ugalde-Errotari	Robledal	0	0,3	<b>0,3</b>	0	5,4	<b>5,4</b>	0	5,7	<b>5,7</b>
	Iturrizar	Robledal trasmochos	0	0	<b>0</b>	0	10,1	<b>10,1</b>	0	10,1	<b>10,1</b>
	Exkax	Hayedo	-	-	<b>0,4</b>	-	-	<b>12,0</b>	12,4	0	<b>12,4</b>
	Mendarte	Hayedo trasmochos	61,4	0	<b>61,4</b>	23,0	1,2	<b>24,2</b>	84,4	1,2	<b>85,6</b>
Enobieta	Bidemakuta	Robledal	0	1,4	<b>1,4</b>	0	6,6	<b>6,6</b>	0	8,0	<b>8,0</b>
	Auntsazulo	Robledal trasmochos	6,6	0	<b>6,6</b>	4,2	5,2	<b>9,4</b>	10,8	5,2	<b>16,6</b>
	Egazkin	Robledal trasmochos	7,8	3,3	<b>11,1</b>	1,1	115,0	<b>116,1</b>	8,9	118,3	<b>127,2</b>
	Urristiko Lepoa	Hayedo trasmochos	4,2	0,4	<b>0,4</b>	0	0	<b>0</b>	4,2	0,4	<b>4,6</b>
Urdallue	Lapur Txulo	Robledal	0	0	<b>0</b>	0	25,9	<b>25,9</b>	0	25,9	<b>25,9</b>
	Errekaundi	Robledal trasmochos	9,5	2,6	<b>12,1</b>	23,5	44,8	<b>68,3</b>	33,0	47,4	<b>80,4</b>
	Langa Xarta	Robledal trasmochos	0	4,5	<b>4,5</b>	0	33,5	<b>33,5</b>	0	38,0	<b>38,0</b>
	Urdallu Erreka-Otan	Hayedo	-	-	<b>6,6</b>	-	-	<b>3,0</b>	1,4	8,2	<b>9,6</b>
	Botota	Hayedo trasmochos	71,9	0	<b>71,9</b>	17,0	0	<b>17,0</b>	0	0	<b>88,9</b>
Elama bajo	Gorriko	Robledal	0	0	<b>0</b>	0	8,6	<b>8,6</b>	0	8,6	<b>8,6</b>
	Maizolope	Robledal trasmochos	0	0	<b>0</b>	0	5,9	<b>5,9</b>	0	5,9	<b>5,9</b>
	Loiola	Hayedo	-	-	<b>4,9</b>	-	-	<b>9,5</b>	11,4	3,0	<b>14,4</b>
	Sasiandi-Satorlepo	Hayedo trasmochos	3,8	4,3	<b>8,1</b>	30,9	160,4	<b>191,3</b>	34,7	164,7	<b>199,4</b>
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	Robledal	0	0,7	<b>0,7</b>	0	36,8	<b>36,8</b>	0	37,5	<b>37,5</b>
	Sirriko-Uzkue	Robledal trasmochos	0	0	<b>1,6</b>	0	41,4	<b>41,4</b>	0	41,4	<b>43,0</b>
	Otan	Robledal trasmochos	0	0,5	<b>0,5</b>	0	38,6	<b>38,6</b>	0	39,1	<b>39,1</b>
	Erreka Legor	Hayedo	-	-	<b>18,9</b>	-	-	<b>25,4</b>	19,4	24,9	<b>44,3</b>
	Txorikantari	Hayedo	-	-	<b>19,6</b>	-	-	<b>5,4</b>	11,3	13,7	<b>25,0</b>
	Uzku	Hayedo trasmochos	41,4	0	<b>41,4</b>	11,8	2,3	<b>14,1</b>	53,2	2,3	<b>55,5</b>

**Anexo 6.** Densidades (ha<sup>-1</sup>) de árboles con cavidades. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009). Abreviaturas: A - acebos, H - hayas, R - robles, T- total árboles.

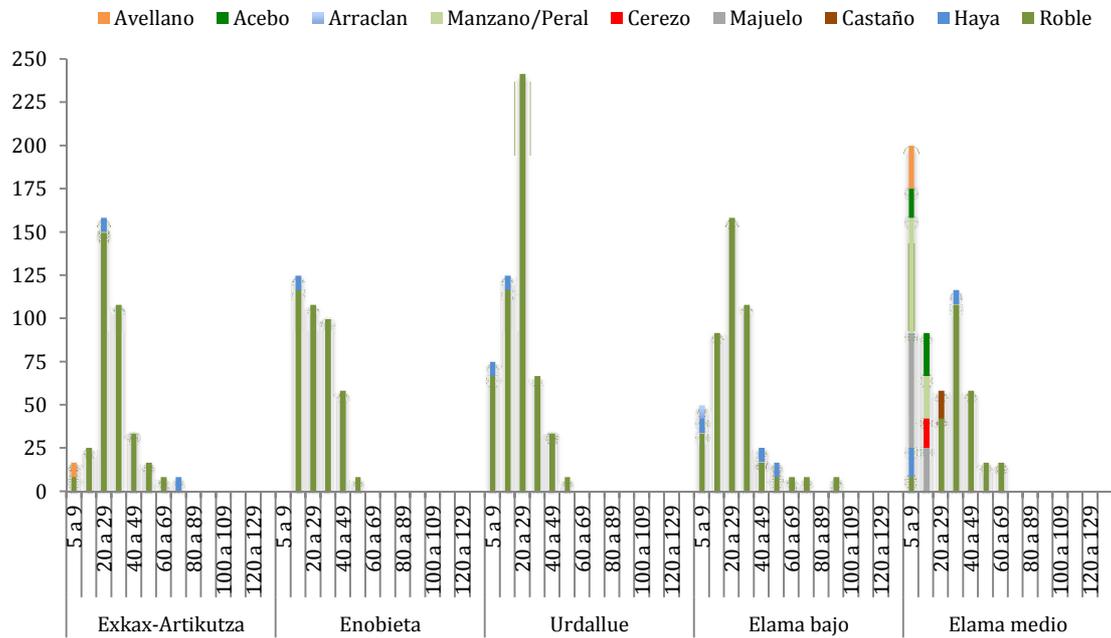
Área	Toponimia	Tipo de bosque	Total			Trasmochos		Bravos y jaros		
			H	R	T	H	R	H	R	A
Exkax-Artikutza	Ugalde-Errotari	Robledal	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Iturrizar	Robledal trasmochos	0	83	<b>83</b>	0	83	0	0	0
	Exkax	Hayedo	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Mendarte	Hayedo trasmochos	92	0	<b>92</b>	92	0	0	0	0
Enobieta	Bidemakuta	Robledal	0	17	<b>17</b>	0	0	0	17	0
	Auntsazulo	Robledal trasmochos	0	67	<b>75</b>	0	67	0	0	8
	Egazkin	Robledal trasmochos	0	75	<b>75</b>	0	72	0	0	8
	Urristiko Lepoa	Hayedo trasmochos	8	17	<b>25</b>	8	17	0	0	0
Urdallue	Lapur Txulo	Robledal	0	17	<b>17</b>	0	17	0	0	0
	Errekaundi	Robledal trasmochos	0	67	<b>67</b>	0	67	0	0	0
	Langa Xarta	Robledal trasmochos	0	133	<b>133</b>	0	133	0	0	0
	Urdallu Erreka-Otan	Hayedo	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Botota	Hayedo trasmochos	42	0	<b>42</b>	42	0	0	0	0
Elama bajo	Gorriko	Robledal	0	8	<b>8</b>	0	0	0	8	0
	Maizolope	Robledal trasmochos	0	83	<b>83</b>	0	83	0	0	0
	Loiola	Hayedo	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Sasiandi-Satorlepo	Hayedo trasmochos	8	25	<b>33</b>	8	25	0	0	0
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	Robledal	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Sirriko-Uzkue	Robledal trasmochos	0	17	<b>17</b>	0	17	0	0	0
	Otan	Robledal trasmochos	0	17	<b>17</b>	0	17	0	0	0
	Erreka Legor	Hayedo	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Txorikantari	Hayedo	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0	0
	Uzku	Hayedo trasmochos	8	0	<b>8</b>	0	0	8	0	0

**Anexo 7.** Densidades ( $\text{ha}^{-1}$ ) de plantitas, brinzales, árboles con más de un tronco desde la base y con callosidades en la base de haya y roble. Datos de hayedos no trasmochos tomados de Castro (2009).

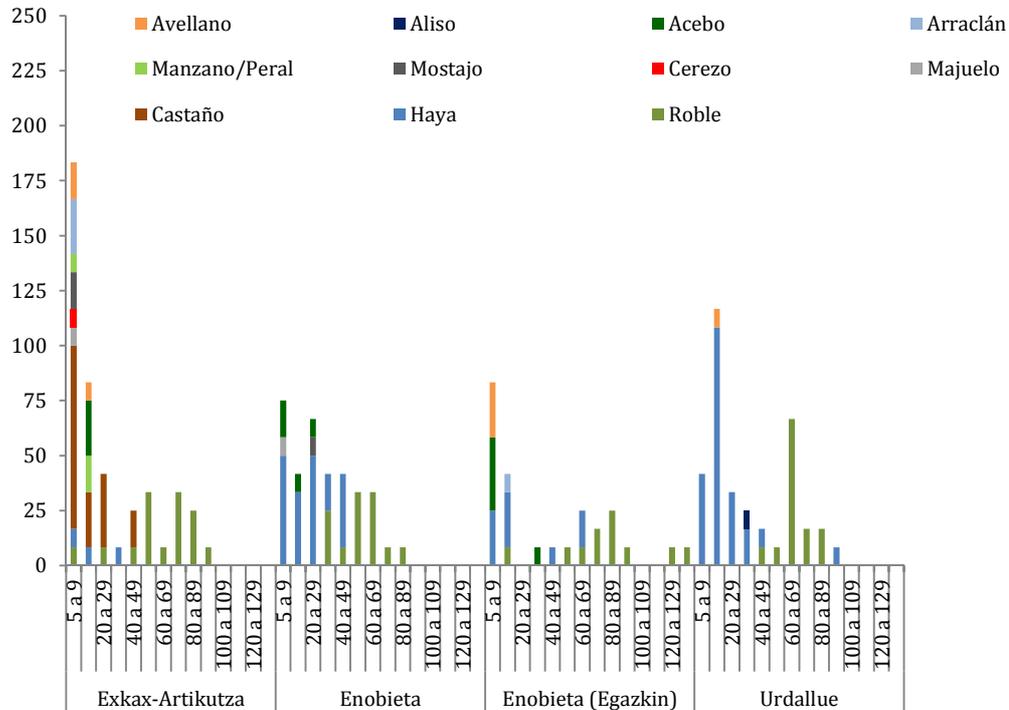
Área	Toponimia	Tipo de bosque	Plantitas		Brinzales		Pies bi- o multifurcados		Pies con callosidades basales	
			Haya	Roble	Haya	Roble	Haya	Roble	Haya	Roble
Exkax-Artikutza	Ugalde-Errotari	Robledal	0	8	0	8	8	50	8	133
	Iturrizar	Robledal trasmochos	0	3200	8	0	0	0	0	0
	Exkax	Hayedo	42	8	33	0	0	0	-	-
	Mendarte	Hayedo trasmochos	4242	8	67	0	17	0	0	0
Enobieta	Bidemakuta	Robledal	208	200	0	0	0	133	0	117
	Auntsazulo	Robledal trasmochos	83	17	50	0	8	0	0	0
	Egazkin	Robledal trasmochos	216	75	8	0	8	0	0	0
	Urristiko Lepoa	Hayedo trasmochos	8	0	25	0	42	0	0	0
Urdallue	Lapur Txulo	Robledal	8	75	8	17	0	125	0	142
	Errekaundi	Robledal trasmochos	25	0	50	0	17	0	0	0
	Langa Xarta	Robledal trasmochos	0	141	0	0	0	0	0	0
	Urdallu Erreka-Otan	Hayedo	483	25	0	0	0	0	-	-
	Botota	Hayedo trasmochos	0	0	0	0	8	0	0	0
Elama bajo	Gorriko	Robledal	8	33	42	17	0	42	0	25
	Maizolope	Robledal trasmochos	8	308	17	0	0	0	0	0
	Loiola	Hayedo	700	8	0	0	0	0	-	-
	Sasiandi-Satorlepo	Hayedo trasmochos	0	0	42	0	8	0	0	0
Elama medio	Arriluze-Erreka Legor	Robledal	0	1525	25	8	0	92	0	92
	Sirriko-Uzkue	Robledal trasmochos	17	1542	0	0	8	0	0	0
	Otan	Robledal trasmochos	0	8	33	0	17	0	0	0
	Erreka Legor	Hayedo	775	37	25	0	8	0	-	-
	Txorikantari	Hayedo	642	25	0	0	0	0	-	-
	Uzku	Hayedo trasmochos	33	17	8	0	25	8	0	0

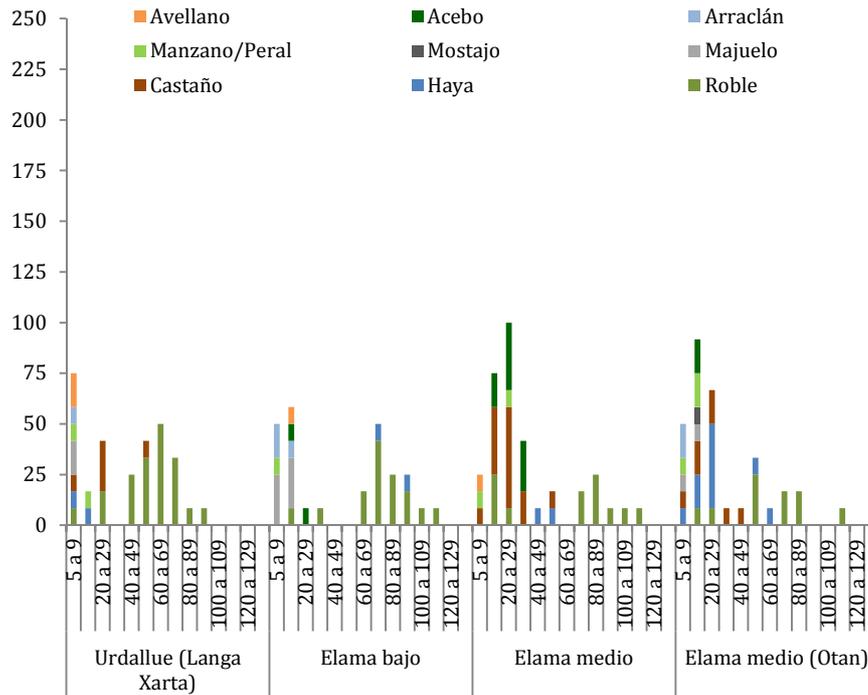
**Anexo 8.** Densidades de árboles (ha<sup>-1</sup>.Ordenadas) por clases diametrales (cm. Abcisas) por tipo de bosque y parcela.

**Robledales**

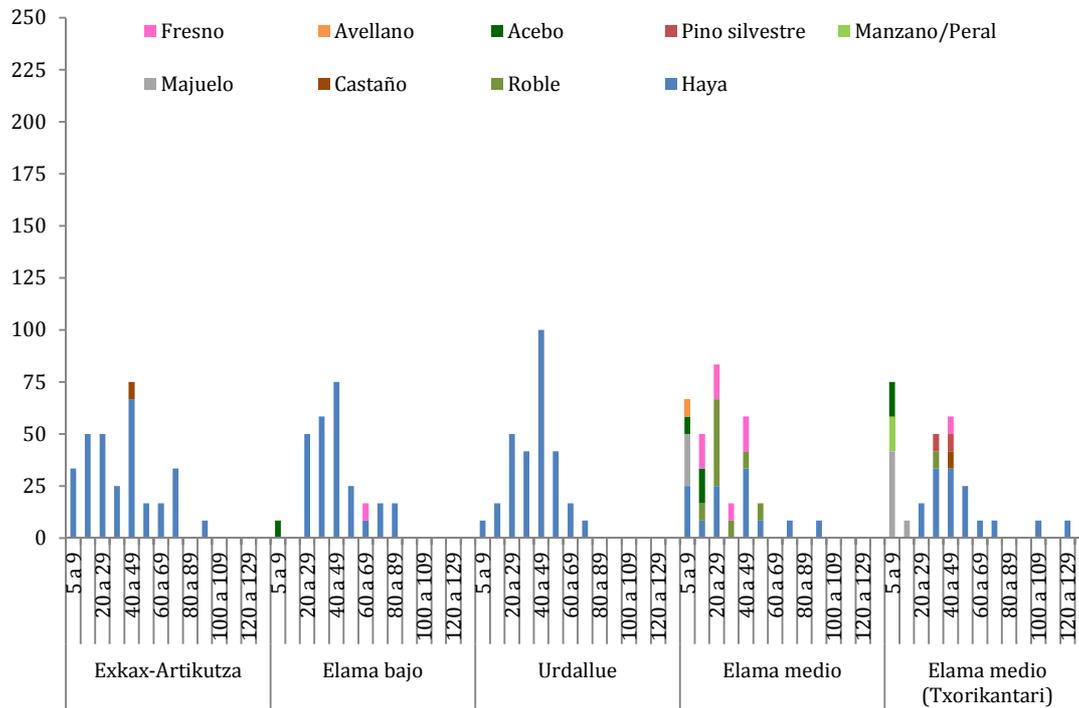


**Robledales trasmochos**

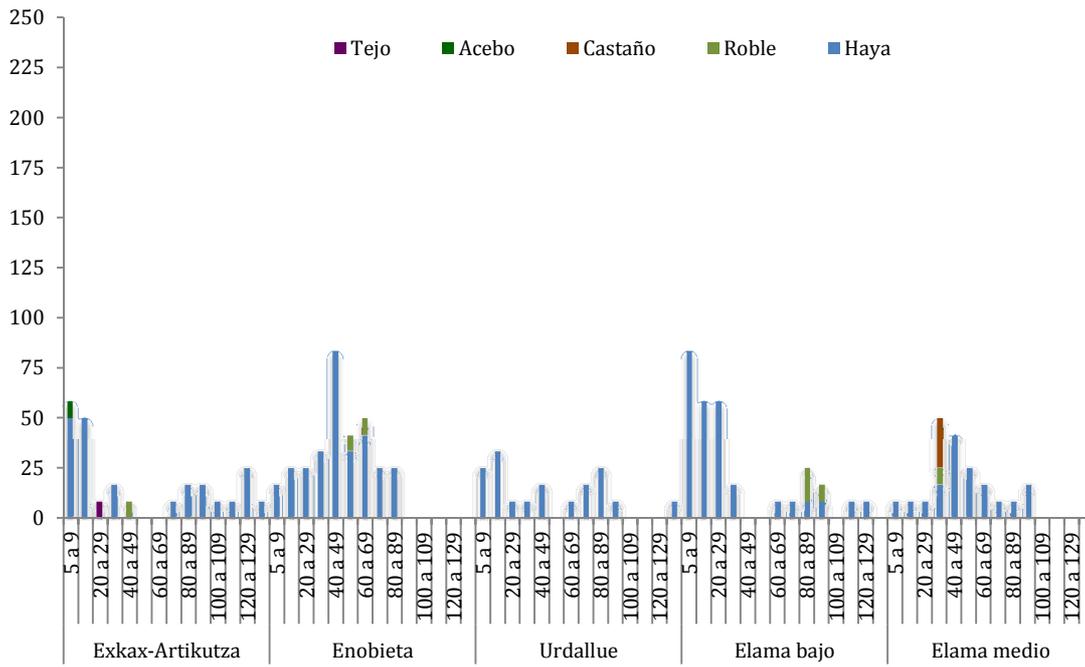




### Hayedos (Castro, 2009)



## Hayedos trasmochos



**Anexo 9.** Registros de *L. cervus*. Abreviaturas: AL- altitud, BO- tipo de bosque, COR- estado de la corona/follaje del árbol, E- Enobieta, EA- Exkax-Artikutza, EB- Elama bajo, EM- Elama medio, ES- estado del árbol, H- hayedo, HT- hayedo trasmocho, IN- insolación del árbol, IT- itinerario, IV- inspección visual, TI- trampa de interceptación, TIC- trampa de interceptación con cebo, M- muerto, ME- metodología de muestreo, OR- orientación, R- robledal, RT- robledal trasmocho, U- Urdallue y V- vivo.

IT	Toponimia	Localización				Habitat						ME	Fecha	Observaciones
		X	Y	AL (m)	OR	BO	Árbol	Ø (cm)	IN	ES	CO			
EB	Maizolope	596013	4784613	473	SE	RT	Haya	92	3	V	2	IV	18/11/2015	Pronoto, pata
		596018	4784648	484	SE	RT	Haya	-	-	-	-	IV	8/6/2016	Pata
		595978	4784623	484	SE	RT	Haya	-	-	-	-	IV	7/8/2016	2 élitros
		595881	4784707	530	SE	HT	Haya	-	-	-	-	IV	19/7/2016	2 élitros, pata
		596013	4784613	473	SE	RT	Haya	92	3	V	2	IV	27/7/2016	Cabeza macho
		595978	4784623	484	SE	RT	Haya	-	-	-	-	IV	30/8/2016	Hembra muerta
		595838	4784591	504	SE	RT	Roble	112	2	V	1	IV	13/8/2016	Hembra 11
		595912	4784591	486	S	RT	Roble	69	3	V	3	IV	15/7/2016	Pata
		595912	4784591	486	S	RT	Roble	69	3	V	3	TIC	15/7/2016	Macho 1, Hembra 2
		595912	4784591	486	S	RT	Roble	69	3	V	3	IV	19/7/2016	Macho 1, hembra 4, 2 élitros, pata, mandíbula macho
EM	Sirriko-Uzkue	596915	4782544	424	N	RT	-	-	-	-	-	IV	30/6/2016	Pronoto
		596915	4782544	424	N	RT	-	-	-	-	-	IV	7/7/2016	Cabeza macho
		596949	4782697	421	E	RT	Roble	120	2	V	2	IV	20/4/2016	Pata
		596949	4782697	421	E	RT	Roble	120	2	V	2	IV	25/4/2016	Pata
	Uzku	597098	4782367	474	NO	HT	Haya	71	2	V	1	IV	19/7/2016	Macho 5
	E	Bidemakuta	599353	4785904	391	O	H	-	-	-	-	-	IV	14/8/2016
599360			4785929	398	O	H	-	-	-	-	-	IV	14/8/2016	Cabeza macho
Demandako Txara		598185	4784772	509	NO	HT	Haya	121	3	M	4	IV	12/8/2016	Cabeza macho
		598185	4784772	509	NO	HT	Haya	121	3	M	4	IV	16/8/2016	Pronoto
Lizardinetako Soroa		598402	4785001	482	O	H	-	-	-	-	-	IV	6/8/2016	Hembra 8
Urristikoko Lepoa		600034	4785900	556	S	HT	Haya	129	3	M	3	IV	24/7/2016	2 élitros
	599777	4785925	521	S	R	Roble	77	2	V	1	TIC	24/7/2016	Macho 6	
EA	Iturrizar	597378	4785555	450	SO	RT	Roble	106	4	M	3	IV	9/6/2016	Élitro
		597446	4785519	444	SO	RT	-	-	-	-	-	IV	14/8/2016	Macho muerto
		597535	4785409	397	SO	RT	Roble	78	2	M	3	TI	11/8/2016	Machos 9 y 10
		597535	4785409	397	SO	RT	Roble	78	2	M	3	IV	31/8/2016	Macho 9 muerto
	Trintxera	596772	4785777	460	S	RT	-	-	-	-	-	IV	23/6/2016	Pronoto
		596765	4785775	460	S	RT	Roble	65	2	M	3	TIC	16/7/2016	Hembra 3
		596772	4785777	460	S	RT	-	-	-	-	-	IV	16/7/2016	Pronoto
596765	4785775	460	S	RT	Roble	65	2	M	3	TIC	24/7/2016	Macho 7		
596741	4785774	462	SO	RT	Haya	108	3	M	4	IV	11/8/2016	Cabeza con pronoto hembra		
U	Botota	600116	4783717	762	O	HT	Haya	81	3	M	4	IV	6/8/2016	Élitro
		600116	4783717	762	O	HT	Haya	81	3	M	4	IV	12/8/2016	Élitro
		600116	4783696	764	O	HT	Haya	-	-	-	-	IV	16/8/2016	Élitro
	Demandako Txara	598156	4784738	559	SO	HT	Haya	92	3	M	2	IV	24/8/2016	Élitro
	Lapur Txulo	598539	4784644	534	SO	RT	Haya	-	-	-	-	IV	1/9/2016	Esternito con pata
		598539	4784644	534	SO	RT	Haya	-	-	-	-	IV	12/8/2016	Cabeza hembra con pronoto
		598539	4784644	534	SO	RT	Haya	-	-	-	-	IV	16/8/2016	Élitro, pata
	Txikibuko Mintegia	599541	4785931	482	O	HT	Haya	110	3	M	4	IV	1/9/2016	Cabeza con pronoto hembra
Urdalluko Larria	599188	4784223	554	O	RT	Haya	-	-	-	-	IV	6/7/2016	2 élitros	

**Anexo 10.** Registros de *Rosalia alpina*, observados siempre en hayas. Abreviaturas como en el Anexo 9, excepto: B – porte bravo, J – porte jaro, P – porte, PL- plantación de pino silvestre, T – porte trasmocho.

IT	Localización					Hábitat						Fecha	Observaciones
	Toponimia	X	Y	AL (m)	OR	BO	P	Ø (cm)	IN	ES	CO		
EB	Maizolope	595609	4784530	560	E	HT	-	-	-	-	-	2/8/2016	élitro
	Maizolope	595612	4784573	568	SE	HT	-	-	-	-	-	7/8/2016	Élitro, 2 patas
	Maizolope	595732	4784613	553	SE	PL	B	54	2	2	1	7/8/2016	Hembra, Macho
	Maizolope	595818	4784704	545	SE	HT	-	-	-	-	-	22/8/2016	Antena
	Maizolope	595924	4784643	502	SE	HT	T	100	1	2	4	18/11/2015	3 orificios viejos
	Maizolope	595947	4784646	498	E	HT	T	81	2	2	4	18/11/2015	2 orificios viejos
	Maizolope	596013	4784613	473	S	HT	T	101	2	1	2	18/11/2015	3 orificios viejos
	Maizolope	596021	4784662	487	SE	RT	B	22	3	2	4	22/8/2016	Macho
	Sasiaundi-Satorlepo	595876	4783360	620	NE	HT	B	76	3	2	4	18/11/2015	3 orificios recientes y 1 viejo
	Sasiaundi-Satorlepo	595883	4783388	619	NE	HT	T	143	3	1	2	18/11/2015	2 orificios recientes
	Sasiaundi-Satorlepo	596055	4783350	611	N	HT	T	126	3	2	4	18/11/2015	2 orificios viejos
	Sasiaundi-Satorlepo	596061	4783353	609	N	HT	-	97	3	1	2	13/8/2016	Antena
	Sasiaundi-Satorlepo	596064	4783346	611	NE	HT	-	106	3	2	4	13/8/2016	Antena
	Sasiaundi-Satorlepo	596075	4783345	611	NE	HT	T	133	3	2	4	18/11/2015	2 orificios recientes y 6 viejos
	Satorlepo	596282	4783334	589	N	HT	-	192	3	1	1	13/8/2016	Antena
	Soro Aundi	596572	4783454	588	NO	H	T	107	3	2	4	17/11/2015	1 orificio reciente
Ueko	595585	4783611	616	NE	HT	T	79	3	1	3	13/8/2016	Macho, 1 orificio viejo	
Ueko	595598	4783641	613	E	HT	-	137	3	1	3	7/8/2016	Élitro	
Ueko	595647	4783531	618	NE	HT	T	104	2	2	4	18/11/2015	19 orificios viejos	
EM	Aritzaltueta	596528	4783085	587	NE	HT	T	113	3	2	4	17/11/2015	1 orificio viejo
	Aritzaltueta	596543	4783100	577	NE	HT	T	140	2	1	3	17/11/2015	2 orificios recientes
	Sirriko-Uzkue	596910	4782702	442	E	RT	J	65	3	2	4	17/11/2015	12 orificios viejos
	Uzkuarrieta	596994	4782455	424	NO	H	B	56	3	2	4	17/11/2015	2 orificios viejos
E	Bidemakuta	599487	4785941	460	O	H	J	66	1	1	2	29/11/2015	Pata, 4 orificios recientes
	Demandako Txara	598185	4784772	509	NO	HT	T	121	3	2	4	24/8/2016	Hembra
	Demandako Txara	598188	4784794	508	N	HT	B	79	3	2	4	12/8/2016	Hembra
	Demandako Txara	598277	4784744	529	NO	HT	T	95	4	1	2	16/8/2016	Macho
	Urristikoko Lepoa	599819	4785913	523	S	HT	J	43	3	2	4	29/11/2015	4 orificios viejos
	Urristikoko Lepoa	599881	4785874	523	SO	HT	T	124	2	1	3	29/11/2015	9 orificios viejos
	Urristikoko Lepoa	599980	4785889	543	SO	HT	T	88	3	2	4	29/11/2015	1 orificio viejo
	Urristikoko Lepoa	600161	4785848	554	S	HT	-	90	3	1	3	23/8/2016	Antena, 2 patas
	Urristikoko Lepoa	600252	4786036	625	SO	HT	B	108	3	2	4	29/11/2015	1 orificio reciente y 2 viejos
	Urristikoko Lepoa	600259	4785963	614	SO	HT	-	104	3	2	4	11/8/2016	3 élitros
	Urristikoko Lepoa	600259	4785963	614	SO	HT	-	104	3	2	4	14/8/2016	3 élitros, 3 antenas, cabeza, 3 patas, 2 alas
	Urristikoko Lepoa	600259	4785963	614	SO	HT	-	104	3	2	4	23/8/2016	Pata
	Urristikoko Lepoa	600261	4786064	628	O	HT	T	75	3	2	4	3/8/2016	2 hembras, 1 orificio reciente y 1 viejo
	Urristikoko Lepoa	600261	4786064	628	O	HT	-	75	3	2	4	14/8/2016	Élitro, pata, 1 orificio reciente y 1 viejo
Urristikoko Lepoa	600295	4786082	644	SO	HT	B	96	3	2	4	29/11/2015	2 orificios viejos	

**Anexo 10. Continuación.**

IT	Localización					Hábitat						Fecha	Observaciones
	Toponimia	X	Y	AL (m)	OR	BO	P	Ø (cm)	IN	ES	CO		
EA	Exkax	597306	4788199	666	SO	HT	-	-	-	-	-	14/8/2016	Hembra
	Exkaxpe	597123	4787692	627	SE	HT	T	79	3	2	4	5/12/2015	2 orificios recientes y 6 viejos
	Madariko Lepoa	597137	4786737	674	NE	H	T	115	2	2	4	5/12/2015	4 orificios recientes y 4 viejos
	Mendarte	596883	4787128	668	E	HT	T	103	3	1	1	3/8/2016	Macho
	Mendarte	596887	4787129	668	SE	HT	-	-	-	-	-	11/8/2016	Antena, pata, ala
	Mendarte	596935	4787305	664	E	HT	T	95	2	2	2	5/12/2015	2 orificios recientes y 4 viejos
	Mendarte	596939	4787087	654	E	HT	T	104	3	2	4	5/12/2015	9 orificios viejos
	Mendarte	596982	4787106	646	NE	HT	T	127	3	1	2	11/8/2016	Macho, 1 orificio reciente y 7 viejos
	Mendarte	596982	4787106	646	NE	HT	T	127	3	1	2	23/8/2016	Macho, 1 orificio reciente y 7 viejos
	Mendarte	596982	4787106	646	NE	HT	-	127	3	1	2	31/8/2016	Antena, 1 orificio reciente y 7 viejos
	Trintxera	596741	4785774	462	SO	RT	T	108	3	2	4	24/7/2016	Hembra, 1 orificio reciente y 26 viejos
U	Botota	599957	4783745	707	O	HT	T	105	3	2	4	12/8/2016	Macho
	Botota	599957	4783745	707	O	HT	-	105	3	2	4	16/8/2016	2 antenas
	Botota	599980	4783728	715	O	HT	-	91	3	2	3	16/8/2016	2 antenas
	Botota	599988	4783736	717	O	HT	-	-	-	-	-	16/8/2016	4 antenas, pata
	Botota	600004	4783673	729	O	HT	T	103	2	2	4	29/11/2015	41 orificios viejos
	Botota	600029	4783708	737	O	HT	-	76	3	2	4	16/8/2016	Élitro, 2 antenas, 3 patas
	Botota	600029	4783708	737	O	HT	B	76	3	2	4	24/8/2016	Hembra
	Botota	600125	4783711	764	O	HT	-	-	-	-	-	6/8/2016	Élitro
	Botota	600125	4783716	764	O	HT	-	-	-	-	-	16/8/2016	Hembra
	Botota	600130	4783724	764	O	HT	T	120	3	1	3	29/11/2015	2 orificios viejos
	Botota	600167	4783693	780	O	HT	T	85	3	2	4	29/11/2015	2 orificios recientes y 8 viejos
	Botota	600169	4783837	772	O	HT	T	53	3	2	4	29/11/2015	1 orificio viejo
	Botota	600181	4783697	783	O	HT	T	74	3	2	4	29/11/2015	5 orificios viejos
	Botota	600195	4783743	780	O	HT	T	67	3	2	4	29/11/2015	6 orificios viejos
	Botota	600207	4783707	788	O	HT	T	66	3	2	4	29/11/2015	3 orificios recientes y 13 viejos
	Botota (Minas)	599663	4783771	617	O	HT	-	-	-	-	-	16/8/2016	Élitro, 2 antenas, 1 pata, 1 abdomen
	Demandako Txara	598156	4784738	559	SO	HT	T	92	3	2	2	16/8/2016	Macho, antena, pata, 2 orificios viejos
Demandako Txara	598156	4784738	559	SO	HT	T	92	3	2	2	24/8/2016	Macho, élitro, antena, 2 orificios viejos	
	Txikibuko Mintegia	599541	4785931	482	O	HT	-	110	3	2	4	16/8/2016	Antena, pata

**Anexo 11.** Número estimado (teniendo en cuenta también sus restos) de individuos de cada especie por Itinerario y tipo de bosque. Abreviaturas: H- hayedos y R- robledales.

Especie	Elama bajo		Elama medio		Enobieta		Exkax-Artikutza		Urdallue		Total		
	R	H	R	H	R	H	R	H	R	H	R	H	Total
<i>A. scabricorne</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	2
<i>A. tabacicolor</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>A. sanguinolenta</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	3
<i>A. sexguttata</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
<i>L. aurulenta</i>	0	3	0	0	0	0	4	1	0	2	4	6	10
<i>M. scutellata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>M. asper</i>	2	7	0	6	1	11	3	3	12	8	18	35	53
<i>P. cerambyciformis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2
<i>P. coriarius</i>	1	5	0	2	0	12	0	2	3	15	4	36	40
<i>R. bifasciatum</i>	0	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	6	6
<i>R. mordax</i>	0	1	1	2	0	0	1	3	0	2	2	8	10
<i>R. sycophanta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	2
<i>R. alpina</i>	1	4	0	0	0	11	1	5	0	12	2	32	34
<i>R. maculata</i>	2	1	4	0	1	4	0	2	3	1	10	8	18
<i>S. dubia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>S. melanura</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	6	0	9	0	9
<i>C. aurata</i>	0	1	3	1	0	3	2	0	2	3	7	8	15
<i>G. nobilis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2
<i>G. variabilis</i>	1	1	1	1	0	3	10	2	2	0	14	7	21
<i>O. eremita</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	2	1	3
<i>T. fasciatus</i>	1	0	0	0	0	0	1	4	0	0	2	4	6
<i>D. parallelipedus</i>	8	23	1	27	19	16	16	11	43	35	87	112	199
<i>L. cervus</i>	11	0	2	1	1	4	8	0	3	5	25	10	35
<i>P. spinifer</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>S. cylindricum</i>	0	1	1	2	0	0	0	0	0	1	1	4	5
<i>E. ferrugineus</i>	0	2	0	0	0	2	1	0	0	0	1	4	5
<b>Total</b>	<b>30</b>	<b>54</b>	<b>22</b>	<b>45</b>	<b>22</b>	<b>71</b>	<b>49</b>	<b>35</b>	<b>78</b>	<b>85</b>	<b>201</b>	<b>290</b>	<b>491</b>

**Anexo 12.** Número de individuos de cada especie observados en robles y hayas.

Especie	Roble	Haya
<i>A. scabricorne</i>	0	1
<i>L. aurulenta</i>	1	4
<i>M. scutellata</i>	0	1
<i>M. asper</i>	6	40
<i>P. coriarius</i>	0	9
<i>R. bifasciatum</i>	1	5
<i>R. mordax</i>	3	7
<i>R. sycophanta</i>	2	0
<i>R. alpina</i>	0	17
<i>R. maculata</i>	0	1
<i>C. aurata</i>	3	8
<i>G. nobilis</i>	1	0
<i>G. variabilis</i>	10	2
<i>O. eremita</i>	2	1
<i>T. fasciatus</i>	1	0
<i>D. parallelipipedus</i>	64	92
<i>L. cervus</i>	9	1
<i>P. spinifer</i>	1	2
<i>S. cylindricum</i>	0	2
<i>E. ferrugineus</i>	2	3
Total	106	196