

**PROGRAMA DE INVENTARIADO Y MONITORIZACIÓN
DE LOS RECURSOS NATURALES DEL PARQUE
NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO. 2022**

PROPUESTA RB 24020

MEMORIA FINAL



Huesca, a 31 de diciembre de 2022

**Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
SARGA –Gobierno de Aragón**



Unión Europea
Fondo Europeo Agrícola
de Desarrollo Rural
Europa invierte en las zonas rurales



sarga



**GOBIERNO
DE ARAGON**
Departamento de Agricultura,
Ganadería y Medio Ambiente

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

Programa de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (2022)

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del trabajo

Capítulo 1

SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Patricia Abadía Torrecilla. Técnico 1. Trabajo de campo y redacción del informe.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Coordinación y revisión del informe.

María Jarne Bretones. Redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico.

Fernando Carmena. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

IPE – Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

María Begoña García González. Dirección y supervisión técnica.

Marta Quintana Buil. Trabajo de campo.

Personal colaborador

Prácticas formativas

IPE - Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

Pauline Buisson. Trabajo de campo.

Romain Simler. Trabajo de campo.

Carmen Solanas. Trabajo de campo.

Capítulo 2

SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. Doctor en Biología. Dirección y revisión del informe.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Coordinación y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Fernando Carmena. Ayudante Técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Javier Sanz. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP. Gobierno de Aragón.

Isabel Álvarez. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Javier Barrio. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Maribel Nerín. Guía PNOMP. Trabajo de campo.

PNOMP. SARGA

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo.

Patricia Abadía Torrecilla. Técnico 2. Trabajo de campo.

Blai Andrés. Monitor PNOMP. Trabajo de campo.

Isaac Villaverde. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Alberto Gómez. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Iván Puértolas. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Javier Sanz García. Trabajo de campo.

Mikel Gálvez. Trabajo de campo.

Joseba Gabilondo. Trabajo de campo.

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA (AHE). Voluntariado Ambiental

Pedro Hernández Sastre y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.

OTROS

Fernando Jubete. Técnico Superior en Gestión Forestal y del Medio Natural.
Trabajo de campo.

Capítulo 3

SEGUIMIENTO HIDROGEOQUÍMICO E ISOTÓPICO DE MANANTIALES EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA - CSIC

L. Javier Lambán. Científico Titular (Unidad de Zaragoza). Coordinación, redacción del informe y trabajo de campo.

Jorge Jódar. Científico Titular (Unidad de Zaragoza). Trabajo de campo y redacción del informe.

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ignacio Gómez. Técnico 1. Coordinación y revisión del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Fernando Carmena Flores. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Ana Rodríguez Brualla. Trabajo de campo.

Capítulo 4

SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (*Rana Pyrenaica*) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor, Doctor en Biología. Revisión del informe.

Ignacio Gómez, Técnico 1. Coordinación y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico y revisión del informe.

Fernando Carmena. Auxiliar técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

SARGA – Gobierno de Aragón.

Alberto Gómez. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Pablo Mairal. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

OTROS

Jaime Bosch (IMIB – CSIC).

Barbora Thumsova (MNCN –CSIC).

Capítulo 5

BASES TÉCNICAS PARA LA MONITORIZACIÓN A LARGO PLAZO DE ESPECIES DE FAUNA PRIORITARIAS.

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor Castellarnau. Coordinador técnico. Dirección y redacción del informe.

Capítulo 6

SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Fernando Jubete Tazo. Técnico Superior en Gestión Forestal y del Medio Natural. Trabajo de campo y redacción del informe.

Ramón J. Antor Castellarnau. Coordinador técnico. Dirección del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Capítulo 7

CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor Castellarnau. Coordinador técnico. Revisión del informe.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Trabajo de campo y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Fernando Carmena. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Pablo Monroy. Técnico 2. Trabajo de campo.

Marta Zubiaurre. Técnico 2. Trabajo de campo.

Cristina Abad. Técnico 2. Trabajo de campo.

Carlos Catalá Roca. Técnico 2. Trabajo de campo.

Javier Miranda. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Javier Sanz. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Jesús Laín. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP - Gobierno de Aragón

Javier Barrio. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Isabel Álvarez. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Eduardo Tomé. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

SARGA- Gobierno de Aragón

David Garcés. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Víctor Fonseca. Mantenimiento PNOMP. Trabajo de campo.

Iván Puértolas. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA (AHE). Voluntariado Ambiental.

Pedro Hernández Sastre y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.

Capítulo 8

SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. Doctor en Biología. Dirección del informe.

Ignacio Gómez. Técnico 1. Trabajo de campo, coordinación y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Fernando Carmena. Auxiliar técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Lara Ramos. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo y redacción de informes.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP – Gobierno de Aragón.

Ramón Castillo. APN. Coordinación. Trabajo de campo.

José María Miranda. APN. Trabajo de campo.

Carlos Benedé. APN. Trabajo de campo.

Diego Araque. APN. Trabajo de campo.

Rafael Jiménez. APN. Trabajo de campo.

SARGA

Javier Estradera. Capataz SARGA en el PNOMP. Coordinación.

Albert Garzón. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Pablo Mairal. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Lucas Naya. Mantenimiento PNOMP. Trabajo de campo.

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

Dr. Emilio Virgós Cantalapiedra. Coordinación y redacción del informe.

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Mikel Gálvez. Trabajo de campo.

Joseba Gabilondo. Trabajo de campo.

Javier Sanz García. Trabajo de campo.

Capítulo 9

APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Coordinación, trabajo de gabinete y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Fernando Carmena Flores. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP - Gobierno de Aragón

Ramón Castillo. Agente para la Protección de la Naturaleza. Coordinación.

SARGA – Gobierno de Aragón.

Marian Antequera. Coordinación.

Javier Estradera. Coordinación

José Ramón Nerín. Coordinación

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Ana Rodríguez Brualla. Trabajo de campo.

"Este proyecto se cofinancia con fondos FEADER, Operación 7.1.a.
"Elaboración y actualización planes gestión en ENP, Red Natura 2000, áreas o
elementos valiosos del patrimonio natural" del Programa de Desarrollo Rural de
Aragón 2014- 2020"



Agradecimientos:

De nuevo, en el año 2022, hemos contado con la colaboración de numerosas personas que nos han prestado desinteresadamente su experiencia y su trabajo, dando un plus de profesionalidad a este trabajo.

En particular ha sido inestimable la ayuda prestada por el Coordinador Medioambiental del Parque Nacional, Ramón Castillo Lanau, cuya colaboración en la planificación de los trabajos ha hecho posible la realización de estos; se han efectuado numerosas reuniones y consultas para poder desarrollar los trabajos con toda normalidad.

También, los Agentes de Protección de la Naturaleza, Guardas para la Conservación de la Naturaleza, vigilantes y monitores de SARGA que han participado en la realización de algunos trabajos de campo que aquí se presentan.

Muy especialmente queremos agradecer al personal de las Oficinas de Información del Parque Nacional su colaboración para coordinar la realización de los trabajos de campo. En particular, las oficinas de Torla, Escalona y Bielsa.

Las aportaciones de Javier Lambán y Jorge Jódar, del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), para diseñar la red de seguimiento hidrológico del Parque Nacional, planificar los trabajos de campo y analizar la información obtenida, han sido imprescindibles para la puesta en marcha de la citada red de seguimiento y garantizar su continuidad a largo plazo.

La ayuda mostrada por María Begoña García y su equipo del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), para el diseño de los muestreos de flora amenazada del Parque Nacional así como su ayuda de cara al desarrollo de los trabajos en campo y del análisis posterior de los datos, hechos que garantizan el mantenimiento en el tiempo de estos seguimientos.

De nuevo, como en años precedentes, es importante destacar también la labor de los guardas del refugio de Góriz por su colaboración en los trabajos para el buen desarrollo del apartado de hidrología así como por su buena disposición para participar en la iniciativas propuestas por el Parque Nacional y su calurosa acogida al personal que realiza los trabajos que se presentan. La permanente comunicación con los guardas del

refugio hace posible optimizar recursos, especialmente durante la realización de los trabajos de campo.

Y, por último, a todas las personas que de una manera u otra nos han prestado su colaboración queremos expresarles nuestro más sincero agradecimiento.

CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN GENERAL	15
CAPÍTULO 1. SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	22
CAPÍTULO 2. SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PNOMP	86
CAPÍTULO 3. SEGUIMIENTO HIDROGEOQUÍMICO E ISOTOPICO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	170
CAPÍTULO 4. SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (RANA PYRENAICA) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PNOMP	200
CAPÍTULO 5. BASES TÉCNICAS PARA LA MONITORIZACIÓN A LARGO PLAZO DE LAS ESPECIES DE FAUNA PRIORITARIAS: PERDIZ NIVAL	266
CAPÍTULO 6. SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	305
CAPÍTULO 7. CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	376
CAPÍTULO 8. SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	407
CAPÍTULO 9. APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	453

ANEXOS

ANEXO I. PROTOCOLOS DE SEGUIMIENTO.

ANEXO II. FICHAS DE CAMPO Y RESULTADOS.

ANEXO III. OTRA DOCUMENTACIÓN.

ANEXO IV. CARTOGRAFÍA.

ANEXO V. MEMORIA FOTOGRÁFICA.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La existencia de información actualizada sobre los recursos naturales, la biodiversidad que albergan los Espacios Naturales Protegidos (ENP) y sobre su estado de conservación es esencial para la gestión de los mismos. Con esta finalidad se realizan inventarios y programas de seguimiento ecológico (ver por ejemplo el programa del “National Parks Service”: <http://science.nature.nps.gov/im/about.cfm>). Esta monitorización es vital en el actual escenario de cambio global que amenaza, entre otros, a muchos hábitats de montaña y sus especies asociadas.

Las estrategias de gestión de los espacios incorporan programas de seguimiento ecológico (Angermeier & Karr, 1994; Peterson et al., 1995; Bombí et al., 2002; EUROPARC-España, 2005; Paula et al., 2006). Ante la dificultad de realizar el seguimiento del estado de conservación de la totalidad de especies y procesos (Hutto, 1998; Welsh & Droege, 2001) se establecen bioindicadores de estado o de cambio ecológico (Noss, 1999; Dale & Beyeler, 2001; Atauri et al., 2002; ver Gregory et al., 2003) que permitan mantener un amplio rango de especies (Severinghaus, 1981; Hutto, 1998; Canterburi et al., 2000; Altamirano et al., 2003).

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), cuya gestión fue asumida por el Gobierno de Aragón en julio de 2006 (Real Decreto 778/2006), aborda la obtención de la información necesaria para la gestión de sus recursos naturales a través del Programa de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales (PIMRN). Implantado en el Parque Nacional desde 2007, dicho programa ha permitido completar los inventarios de especies e iniciar el seguimiento de algunos indicadores que permitan monitorizar los efectos del cambio global y la pérdida de usos tradicionales sobre los recursos biológicos. En concreto, el PIMRN del Parque Nacional, está contribuyendo a obtener evidencias objetivas sobre el estado de las especies, ecosistemas y procesos ecológicos básicos, proporcionando información que permita orientar las decisiones de gestión y conservación del territorio.

Dicho programa es desarrollado por personal de la empresa pública Sarga en colaboración con la Dirección y el Equipo de Conservación del Parque Nacional.

El Programa de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales

El inventario de los recursos naturales constituye la fase inicial del programa y permite generar información de utilidad para los gestores del espacio sobre la naturaleza, ubicación y condición actual de un recurso dado, incluyendo un listado de especies, mapas geológicos, registros de eventos catastróficos, (Peterson et al., 1995). El inventario permite asimismo detectar cambios y cuantificar tendencias en las condiciones de dichos recursos, así como comprender las relaciones causa-efecto en los posibles cambios detectados (National Park Service, 2003).

Los trabajos de inventariado anteceden a la monitorización o seguimiento del estado de los recursos y procesos ecológicos. Esta monitorización juega un papel fundamental en la retroalimentación entre el estado actual de los recursos y los objetivos planteados para su gestión y conservación (National Park Service, 2003). Se trata de un proceso de observación repetida en el espacio y en el tiempo, de uno o más elementos del medio, de acuerdo a protocolos preestablecidos, mediante el uso de métodos de obtención de datos comparables (Hockings et al., 2000).

La última fase en este proceso es la evaluación, consistente en realizar una valoración del grado en que han sido alcanzados determinados objetivos establecidos de antemano (Hockings et al., 2000).

En el PIMRN del Parque Nacional se combinan actualmente labores de inventario de los recursos naturales con programas de monitorización de factores abióticos y, el seguimiento de poblaciones de especies con interés de conservación o indicadoras del estado de los distintos ecosistemas.

Objetivos

En el programa se establecen diversos objetivos a largo plazo:

1. El inventario de los recursos naturales existentes en el Parque Nacional.
2. La monitorización a largo plazo del estado de los ecosistemas a través del seguimiento de la dinámica de poblaciones de especies bio-indicadoras y de procesos ecológicos.

3. La integración del programa de inventario y monitorización de los recursos naturales en la planificación de las actuaciones de gestión del Parque Nacional.
4. La cooperación y coordinación con instituciones públicas y privadas dedicadas a la investigación y conservación de especies y hábitats.

Estudios realizados

El PIMRN del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se centra, principalmente, en el seguimiento de las repercusiones ecológicas y consecuencias biológicas asociados al cambio global, así como las derivadas de los cambios de usos de suelo experimentados en las últimas décadas. Desde su inicio en 2007, ha realizado más de 120 trabajos técnicos de distinta índole, que han estudiado y comprendido a diversas especies indicadoras de cambios ambientales.

En la presente temporada 2021 y en el marco del PIMRN, se han realizado los siguientes trabajos en el Parque Nacional:

1. Seguimiento de flora amenazada.
2. Seguimiento de invertebrados de interés comunitario
3. Seguimiento hidrogeoquímico e isotópico de manantiales.
4. Seguimiento de rana pirenaica como bioindicador de los ecosistemas acuáticos.
5. Bases para la monitorización a largo plazo de especies de fauna prioritarias:
Lagopus muta pyrenaica.
6. Seguimiento de lepidópteros.
7. Control de fauna piscícola exótica.
8. Seguimiento y censo de depredadores mediante fototrampeo.
9. Apoyo a otros trabajos de conservación.

Área de estudio

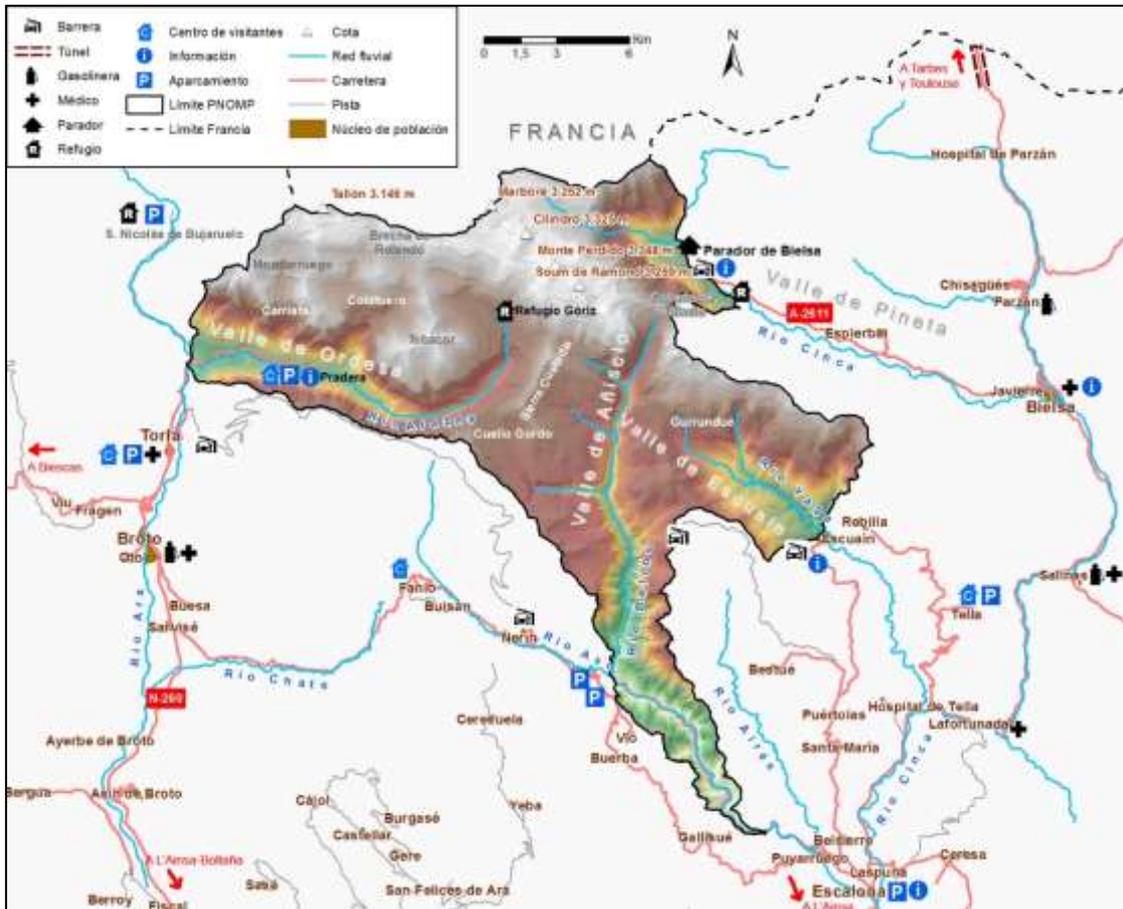
Tras la aprobación en 1916 de la Ley de Parques Nacionales, el 'Parque Nacional del Valle de Ordesa' fue declarado por Real Decreto, de 16 de agosto de 1918, con una extensión de 2100 ha. Posteriormente, en julio de 1982, y en virtud de la Ley 52/1982, se produjo una ampliación hasta su superficie actual (15.608 ha), cambiando su denominación a la de 'Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido'. Actualmente forma parte de la Red de los 15 Parques Nacionales declarados en el territorio nacional y es el único existente en Aragón.

Los trabajos del PIMRN, fueron realizados en el Parque Nacional y su Zona Periférica de Protección (en adelante ZPP), en una superficie de 15.608 y 19.679 ha, respectivamente. El Parque Nacional está situado en la vertiente sur del Pirineo central, en la zona noroccidental de la comarca de Sobrarbe (Huesca). Está incluido dentro de la Reserva de la Biosfera Ordesa - Viñamala declarada por la UNESCO en 1997, Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Como instrumento de planificación y gestión, cuenta desde 2015 con un Plan Rector de Uso y Gestión aprobado mediante Decreto.49/2015, del Gobierno de Aragón.

El Parque Nacional limita al norte con Francia, por los valles de Gavarnie y Estaubé, e incluye los términos municipales de Torla, Fanlo, Tella-Sin, Puértolas y Bielsa, además de la zona norte del municipio de Broto si se considera su ZPP. Está formado por cuatro profundos valles: Ordesa (río Arazas), Añisclo (río Bellós), Escuaín (río Yaga) y la cabecera del valle de Pineta (río Cinca). La ZPP que rodea al Parque Nacional incluye además el valle de Bujaruelo (cabecera del río Ara), la solana del Valle de Vió, la margen derecha del barranco Airés en el valle de Puértolas, la parte media del valle de Pineta, y la cuenca del río de La Larri. La altitud mínima es de 700 m., alcanzando la cota máxima en el pico de Monte Perdido, con 3.348 m.

Predominan las rocas sedimentarias (calizas y dolomías), con presencia de materiales más antiguos (pizarras o cuarcitas) en zonas del Pirineo axial. La morfología básica del Parque Nacional se debe al plegamiento y elevación alpina de la Era Terciaria, posteriormente modelada por la erosión glaciar durante la Era Cuaternaria y la erosión kárstica, dando lugar a circos y valles muy definidos. La agreste orografía origina acusados contrastes ambientales en espacios reducidos, fundamentalmente entre los

fondos de valle y las crestas, las solanas y las umbrías, o los bosques y los roquedos, favoreciendo las adaptaciones biológicas a las diferentes condiciones ambientales.



Las precipitaciones medias oscilan entre los 1200 y 1700 mm anuales. Las temperaturas medias fluctúan entre los -0,7 y 13°C, con valores medios que se sitúan en torno a 5°C (Benito, 2006).

La flora del Parque Nacional consta de cerca de 1400 especies, lo que supone casi el 45% de las plantas del Pirineo aragonés, de las que 82 son endémicas de los Pirineos. Además, se han inventariado la presencia de al menos 28 hábitats naturales en el territorio del Parque Nacional, de los cuales 4 son prioritarios (Directiva 97/62/CE).

Se estima que puede haber hasta 5000 especies de artrópodos en el Parque Nacional, la gran mayoría de ellas por inventariar todavía. Algunas de estas especies de invertebrados presentan un gran valor desde el punto de vista de la conservación, ya que son especies endémicas del Parque Nacional, como es el caso de algunas especies

de animales hipogeos que viven en cuevas, los troglobios, de los que al menos se ha registrado la existencia de hasta ocho especies (y dos géneros) endémicas.

La fauna vertebrada del Parque Nacional es también rica y variada y aparece representada por una especie piscícola, seis especies de anfibios, diecinueve especies de reptiles, ciento dieciocho de aves y cincuenta de mamíferos.

A continuación, se exponen los resultados obtenidos en los diferentes trabajos que se han desarrollado en el marco de la propuesta de Inventariado y Monitorización de los recursos naturales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido durante el año 2022.

CAPÍTULO 1. SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

PROPUESTA RB-24020

Memoria final 2022



**Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN**

SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Patricia Abadía Torrecilla, Técnico 1. Trabajo de campo y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Redacción del informe.

Ignacio Gómez Pellicer, Técnico 1. Coordinación y revisión del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico.

Fernando Carmena Flores. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Revisión del informe.

IPE – Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

María Begoña García González.

Marta Quintana Buil.

Prácticas formativas

IPE - Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

Pauline Buisson. Trabajo de campo.

Romain Simler. Trabajo de campo.

Carmen Solanas. Trabajo de campo.

Este trabajo debería ser citado como:

Abadía, P., Jarne, M. y Villaespesa, F. (2022). Capítulo 1. Seguimiento de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. ~~Informe inédito.~~

CONTENIDOS

CAPÍTULO 1. SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	22
CONTENIDOS	26
1.1 RESUMEN.....	26
1.2 INTRODUCCIÓN.....	27
1.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES Y HÁBITATS EN ESTUDIO	31
1.3.1 <i>Carex bicolor</i> (CYPERACEAE).....	31
1.3.2 <i>Vicia argentea</i> (LEGUMINOSAE)	34
1.3.3 <i>Callitriche palustris</i> L. (CALLITRICHACEAE).....	36
1.3.4 <i>Carex ferruginea</i> Scop. <i>tenax</i> (Christ) K.Richt (CYPERACEAE).....	39
1.3.5 <i>Leontopodium alpinum</i> Cass. <i>Subsp. alpinum</i> (ASTERACEAE)	40
1.3.6 <i>Cypripedium calceolus</i> L. (ORCHIDACEAE).....	42
1.3.7 Hábitat de Interés comunitario (HIC) 9430 Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i>	43
1.4 METODOLOGÍA.....	46
1.4.1 Seguimiento de <i>Carex bicolor</i>	47
1.4.2 Seguimiento de <i>Vicia argentea</i>	50
1.4.3 Seguimiento de <i>Callitriche palustris</i>	53
1.4.4 Seguimiento de <i>Carex ferruginea</i>	54
1.4.5 Seguimiento de <i>Leontopodium alpinum</i>	56
1.4.6 Seguimiento de <i>Cypripedium calceolus</i>	58
1.4.7 Seguimiento de la recuperación de las masas de <i>Pinus uncinata</i> en el barranco de Diazas (HIC9430)	60
1.5 RESULTADOS	63

1.5.1	Seguimiento de <i>Carex bicolor</i>	63
1.5.2	Seguimiento de <i>Vicia argentea</i>	69
1.5.3	Seguimiento de <i>Callitriche palustris</i>	72
1.5.4	Seguimiento de <i>Carex ferruginea</i>	74
1.5.5	Seguimiento de <i>Leontopodium alpinum</i>	75
1.5.6	Seguimiento de <i>Cypripedium calceolus</i>	76
1.5.7	Seguimiento del HIC 9430 Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i>	77
1.6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN.....	82
1.7	REFERENCIAS.....	84
1.8	BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA.....	85

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

1.1 RESUMEN

En los meses de junio a octubre de 2022, se ha realizado la monitorización de las especies de flora que se han seleccionado para su seguimiento a largo plazo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Con éste se alcanza el décimo año de seguimiento de *Carex bicolor*, con la nueva metodología diseñada en el año 2013, en los pastos higroturbosos en los que se desarrolla, junto con las especies acompañantes que se identificaron como dominantes en los transectos diseñados para su censo.

Se repite el seguimiento de *Vicia argentea* en la pedrera de Mondarruego, el de *Carex ferruginea* en la umbría de Soaso y el de *Leontopodium alpinum* en el mirador de la Herradura en la Sierra de las Cutas.

Se delimita la distribución de *Callitriche palustris* en Faixa luenga, una de las dos localidades conocidas en el espacio natural y cuyo seguimiento se lleva realizando desde el año 2018.

Este año 2022, por segundo año consecutivo, desde el equipo de seguimiento ecológico de SARGA, se realiza el seguimiento de *Cypripedium calceolus* en el núcleo del puente de El Fresno y, a su vez, se realiza también en las otras dos localidades conocidas en el valle de Ordesa, dando continuidad así al seguimiento diseñado años antes desde el IPE y realizado por Agentes de Protección de la Naturaleza y miembros de este equipo.

Por último, se acomete la primera repetición del Seguimiento de la recuperación del pinar de *Pinus uncinata* en Diazas (Torla) cuyo diseño se realizó en el año 2017.

Del mismo modo que en todas las campañas de seguimiento, se recopila toda la información necesaria para la repetición de los seguimientos de las especies de flora amenazada en el Parque Nacional con sus metodologías y los resultados del seguimiento. Se cuenta con el asesoramiento de investigadores del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) para el diseño de los seguimientos, así como la colaboración de técnicos de esta misma institución a la hora de abordar los trabajos de campo.

1.2 INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) cuenta con un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), aprobado en 2015, que establece, en sus directrices generales, la obligación de “*realizar el seguimiento a largo plazo de los sistemas ecológicos y la evaluación de sus resultados*”.

Esta directriz pretende que se mantenga un programa de seguimiento ecológico a largo plazo que evalúe periódicamente el estado de conservación de los recursos naturales de forma que se pueda conocer su evolución temporal y establecer las medidas de gestión oportunas y dirigidas a su conservación.

En el año 2007 se implanta, en el Parque Nacional, el Programa de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales. Desde la Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (SARGA) se vienen realizando trabajos de inventariado y seguimiento ecológico, contemplando en ellos varias especies de flora.

En 2011, el PNOMP, junto al Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), se integró en la red LTER-España (Long Term Ecological Research) (García, et al., 2016), gracias a los estudios a largo plazo que vienen realizándose tanto con fines científicos como de gestión. En este contexto, son más de una docena las especies de flora para las que recientemente se inició el seguimiento a largo plazo, entre las que se encuentran las recogidas en estos trabajos.

El seguimiento a largo plazo de las especies permite conocer la dinámica de la biodiversidad y proporciona la base para el posible establecimiento de medidas de gestión.

En el Parque Nacional hay más de 1400 especies de plantas, el 10% de la biodiversidad de las plantas vasculares de Europa. Alrededor de 60 de esas especies son endemismos pirenaicos.

Para la selección de las especies de seguimiento se partió de la lista roja o catálogo de especies amenazadas del PNOMP (Benito et al., 2000). Se tienen en cuenta aspectos como la catalogación de la especie, su vulnerabilidad, si se trata de especies en su límite de distribución o su endemidad. Algunas especies, además son estructurales o típicas

de un determinado hábitat de interés comunitario por lo que constituyen indicadores del estado de conservación de dichos hábitats.

Así se seleccionaron especies que aquí presentan su límite de distribución como *Carex ferruginea* o *Carex bicolor* que es, además, una especie estructural del hábitat 7240; especies cuya distribución en el Parque Nacional es muy limitada como *Callitriche palustris* lo que le confiere vulnerabilidad; endemismos como *Vicia argentea*; o especies con alto grado de amenaza como *Cypripedium calceolus* catalogada en peligro de extinción. El seguimiento se ha completado con la icónica flor de nieve *Leontopodium alpinum*, que es abundante, no está amenazada y tiene aquí su límite occidental de distribución europea. De este modo, se observan también tendencias de otras especies, *a priori*, menos sensibles.

Alguno de estos seguimientos forma parte del proyecto europeo LIFE RESECOM desarrollado en espacios de la Red Natura 2000, gestionado por el Gobierno de Aragón y el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

Carex bicolor es una pequeña ciperácea que se desarrolla en ecosistemas higroturbosos de alta montaña caliza que son raros y vulnerables en España y se distribuyen en pequeñas superficies, lo que les confiere mayor vulnerabilidad. Es una especie circumboreal que tiene en el Parque Nacional su límite de distribución meridional. Forma parte del hábitat de interés comunitario 7240* "Formaciones pioneras alpinas de *Caricion bicoloris-atrofuscae*". Su seguimiento se inició el año 2010 a través del censo en parcelas, metodología que se sustituyó en 2013 por el seguimiento a través de transectos, por considerarse más adecuada.

Se sigue en 2 localidades del Parque Nacional e incluye el seguimiento de varias especies de su cohorte, lo que permite caracterizar el hábitat y detectar posibles perturbaciones o alteraciones hidrológicas.

Vicia argentea es una leguminosa endémica de los Pirineos que se localiza en tres localidades oscenses. Dentro del Parque Nacional se conoce en la glera de Mondarruego, donde se sigue su evolución a través de parcelas alargadas desde 2015.

Carex ferruginea es una ciperácea que en el Parque Nacional tiene su límite de distribución meridional, además de ser la única zona con presencia citada en la

península ibérica. En el Parque Nacional se conocen 2 localidades, pero es posible que su distribución sea más amplia, aunque no se conoce por lo inaccesible del hábitat que ocupa. El aislamiento de la especie, el pequeño tamaño de la población y que esta localidad marca el límite de distribución meridional de la especie, hacen considerar interesante realizar estudios demográficos de la especie. Este año se realiza el seguimiento por cuarto año consecutivo diseñado entre 2018 y 2019 en 3 parcelas que representan los distintos ambientes en los que se ha localizado.

Se conocen 2 localidades en el Parque Nacional de *Callitriche palustris* L., planta acuática que vive en aguas estancadas y turberas de montaña. La distribución en Faixa Luenga, es de tamaño muy reducido por lo que se considera vulnerable. En esta localidad se revisa la variación interanual de su distribución desde el año 2018.

El seguimiento de *Leontopodium alpinum* (flor de nieve), se realiza en el mirador de la Herradura, una zona donde la especie se distribuye de forma amplia y donde hay fuerte carga turística. Este seguimiento se repite anualmente desde 2018.

Este año, además de dar continuidad al seguimiento de la población de *Cypripedium calceolus* de As Fuens / El Fresno, se han repetido los censos de la especie en las otras 2 localidades conocidas en el Parque Nacional para la especie, que ya se venían realizando desde hace años por APN y personal del IPE-CSIC.

Se trata de una de las orquídeas más emblemáticas de la flora europea. Ha sido a su vez una especie muy afectada por las recolecciones, ya sea por motivos de desconocimiento e irresponsabilidad con el patrimonio natural colectivo, como a causa de codicia comercial, lo que ha producido que en países como Inglaterra llegase a existir un único ejemplar vivo en el medio silvestre.

Por último, y dando continuidad al seguimiento iniciado en 2017, se ha realizado el segundo muestreo del hábitat de interés comunitario **(HIC) 9430 Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*** ubicado en Diazas, Torla-Ordesa. Las masas de pinar de *Pinus uncinata* ubicadas en este entorno sufrieron una tala selectiva como medida antiincendios; una de las razones que motivaron este seguimiento a largo plazo fue estudiar su evolución tras dicho tratamiento forestal.

La mayor parte de los seguimientos se han realizado entre los meses de junio y agosto de 2022. Las fechas y lugares visitados, se detallan en la siguiente tabla:

Fecha	Especie	Tipo de seguimiento	Ubicación seguimiento
08/06/2022	<i>Cypripedium calceolus</i>	Seguimiento macroparcela, georreferenciación individuos	Humedal de As Fuens (Puente del Fresno)
09/06/2022	<i>Cypripedium calceolus</i>	Seguimiento macroparcela, georreferenciación individuos	Humedal de Cotatuero (Puente de Cotatuero) y Soaso
12/07/2022	<i>Carex bicolor/Thalictrum alpinum</i>	Transectos	Faixa Luenga
13/07/2022	<i>Carex bicolor/Thalictrum alpinum</i> <i>Callitriche palustris</i>	Transectos Delimitación población	Faixa Luenga
18/07/2022	<i>Leontopodium alpinum</i>	Parcelas	Mirador de la Herradura
12/08/2022	<i>Carex ferruginea</i>	Seguimiento parcela	Umbría de Soaso
19/08/2022	<i>Carex bicolor</i>	Transectos	A Catuarta
20/08/2022	<i>Vicia argentea</i>	Seguimiento parcelas	Mondarruego
06/10/2022	<i>Pinus uncinata</i>	Transectos. <i>Point intercept</i>	Diazas

Tabla 1. 1 Fechas realización de las tareas de seguimiento de flora en Ordesa durante el verano de 2022.



Fotografía 1. 1 Seguimiento de *Carex ferruginea* en la Umbría de Ordesa.

1.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES Y HÁBITATS EN ESTUDIO

1.3.1 *Carex bicolor* (CYPERACEAE)

Carex bicolor es una especie perteneciente a la familia *Cyperaceae*, que se desarrolla sobre pastos higrófilos, no formadores de turba, en bordes de arroyos o depresiones encharcadas sobre sustratos calizos en el piso alpino en un rango altitudinal de 2.120 a 2.700 m s.n.m.

Su nombre hace referencia a la apariencia bicolor que tiene al fructificar, ya que se produce un contraste entre el verde-azulado de los utrículos con el color pardo de las brácteas.



Fotografía 1. 2 Ejemplar de *Carex bicolor*. Hojas y tallos verde pálido y contraste de color entre los utrículos (frutos) y las brácteas.

Esta especie se distribuye por el Norte de Europa, llegando a algunas montañas del Sur, como los Pirineos en ambas vertientes. En la península ibérica tan sólo se conocen tres localidades, una en el macizo de Collarada, otra en Llauset (citada en 2017) y otra en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido donde se encuentran la mayor parte de sus efectivos poblacionales. La población francesa que se conoce está en el valle de Gavarnie, dentro del “Parc National des Pyrénées” (PNP).



Mapa 1. 1 Distribución mundial de *Carex bicolor*. Fuente: Gbif

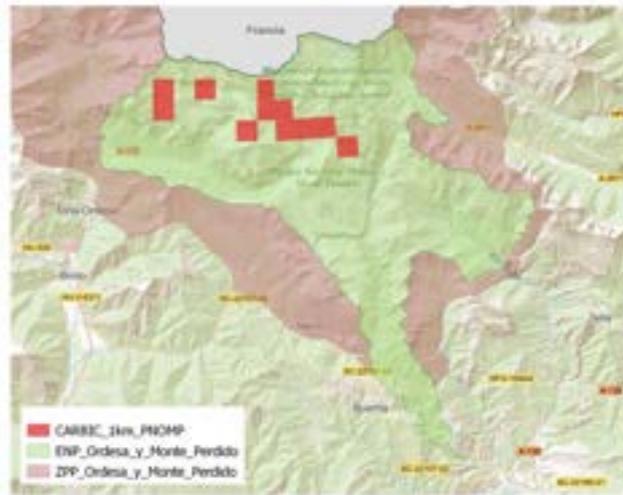


Mapa 1. 2 Distribución europea de *Carex bicolor*. Fuente: Gbif



Mapa 1. 3 Distribución conocida de *Carex bicolor* en el Pirineo Aragonés.

Dentro del Parque Nacional se conoce en al menos, 11 cuadrículas de 1km de lado, todas ellas ubicadas dentro de sus límites, ninguna conocida en el entorno de la Zona Periférica de Protección (ZPP). Los topónimos utilizados a la hora de nombrarlas en los puntos de seguimiento son aproximados, no siendo los más adecuados desde el punto de vista topográfico ya que no indican con precisión su localización, sin embargo, se ha seguido denominando a las poblaciones en seguimiento por estos nombres que ya han sido publicados (op. cit.) para no crear confusión.



Mapa 1. 4 Cuadrículas UTM 1km donde se ha localizado *Carex bicolor* dentro del Parque Nacional.

La especie se ha detectado (de Oeste a Este) en: A Catuarta, Planas de Narciso, Tobacor, Faja de Millaris, Faixa Luenga, Rinconada de Góriz y en el Rincón d' Arrablo.

La Alianza *Caricion maritimae* en la que se encuadra la asociación *Leontodonto duboisii-Caricetum bicoloris* (Benito, 2003), está recogida en el anexo I de la Directiva 97/62/CE como hábitat prioritario de interés comunitario para su conservación: “**Áreas pantanosas calcáreas. 7240: Formaciones pioneras alpinas del *Caricion bicoloris atrofuscae* (= *Caricion maritimae*)**”.

En este caso se trata del hábitat 54.32 del mapa de hábitat de Aragón (MHA): Pastos higroturbosos de *Carex bicolor* (Benito, 2018).

Las especies características de la asociación *Leontodo duboisii-Caricetum bicoloris* son *Leontodon duboisii* y *Carex bicolor*, siendo especies diferenciales frente al *Caricion*

davallianae: *Eriophorum scheuchzeri* y *Juncus filiformis*. También *Carex capillaris*, *Juncus triglumis* y *Eleocharis quinqueflora*.

Se toma también información de *Thalictrum alpinum* (*Ranunculaceae*), especie de amplia área circumboreal, con distribución bóreo-alpina en Europa, que dentro del Parque Nacional comparte hábitat con *Carex bicolor*, localizando gran número de ejemplares sobre pastos higroturbosos y pastos pedregosos con cierta humedad correspondientes al hábitat de interés comunitario 7240 del *Caricion bicoloris – atrofuscae*, aunque éste parece representar un hábitat secundario para la especie.

En la península ibérica se presenta en los Pirineos E y C, Sierra Nevada y más recientemente ha sido localizada en León. En Aragón se restringe a los montes del Alto Pirineo oscense, desde la cabecera del río Noguera Ribagorzana hasta la del río Aragón, alcanzando por el sur la Peña Montañesa, Cotiella y el macizo de Turbón.

Sus poblaciones están constituidas por pequeños grupos de individuos y se desarrollan sobre suelos pedregosos calizos largo tiempo innivados, en ventisqueros, pie de roquedos sombríos, pastos de altitud y, más raramente en suelos higroturbosos, en un límite altitudinal de (1.570)1.900 – 2.900(3.000) m.

1.3.2 *Vicia argentea* (LEGUMINOSAE)

Vicia argentea es una especie de la familia *Leguminosae* que se desarrolla sobre zonas pedregosas, gleras y bases de roquedos, en los pisos alpino y subalpino en el rango altitudinal de (1.900) 2.000 – 2.550 (2.650) m s.n.m. No suele sobrepasar los 30 cm de altura y, debido a la frecuencia con que se ramifica por reproducción vegetativa, forma rodales constituidos por numerosos pies conectados subterráneamente. Las hojas son compuestas, formadas por numerosos foliolos (unos 6-10 pares), generalmente acabadas en 1, 2 o 3 latiguillos. Las flores son blancas y presentan numerosas venas moradas que recorren la corola papilionada. El fruto, una legumbre que no suele contener más de tres semillas, también es pubescente. Su época de floración comienza en julio y finaliza en agosto.



Fotografía 1. 3 Detalle de ejemplares en flor.



Fotografía 1. 4 Detalle de los frutos.

Es un endemismo del Pirineo Central que se distribuye por el Pirineo francés y español (Huesca y Lérida). En Aragón está muy localizada en el Centro y Este del Pirineo. Una de sus escasas y fragmentadas poblaciones se ubica dentro del Parque Nacional, siendo la más reducida (de tamaño) y, por tanto, la más susceptible de desaparición.



Mapa 1. 5 Distribución mundial de las poblaciones de *Vicia argentea*. Fuente: GBIF

La población de *Vicia argentea* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, se localiza en la glera este del pico Mondarruego.



Mapa 1. 6 Localización de la población conocida de *Vicia argentea* en el ámbito del PNOMP.

1.3.3 *Callitriche palustris* L. (CALLITRICHACEAE)

Especie de distribución bóreo-alpina. Es un terófito hidrófito que crece en aguas limpias y estancadas o con poca corriente, en charcas fluctuantes, regatos y lagos de montaña.

Es posible encontrarla en forma de plantas sumergidas, plantas acuáticas con rosetas flotantes y como plantas terrestres en suelos muy húmedos. Puede presentar tres tipos morfológicos fértiles: plantas totalmente sumergidas, plantas acuáticas con rosetas flotantes y plantas terrestres, en este caso en suelos muy húmedos. Las hojas son opuestas, las sumergidas lineares, las flotantes elípticas o suborbiculares y las terrestres pequeñas y elípticas. Flores solitarias, una de cada sexo sentadas en las axilas de la misma hoja.



Fotografía 1. 5 Detalle de la especie.

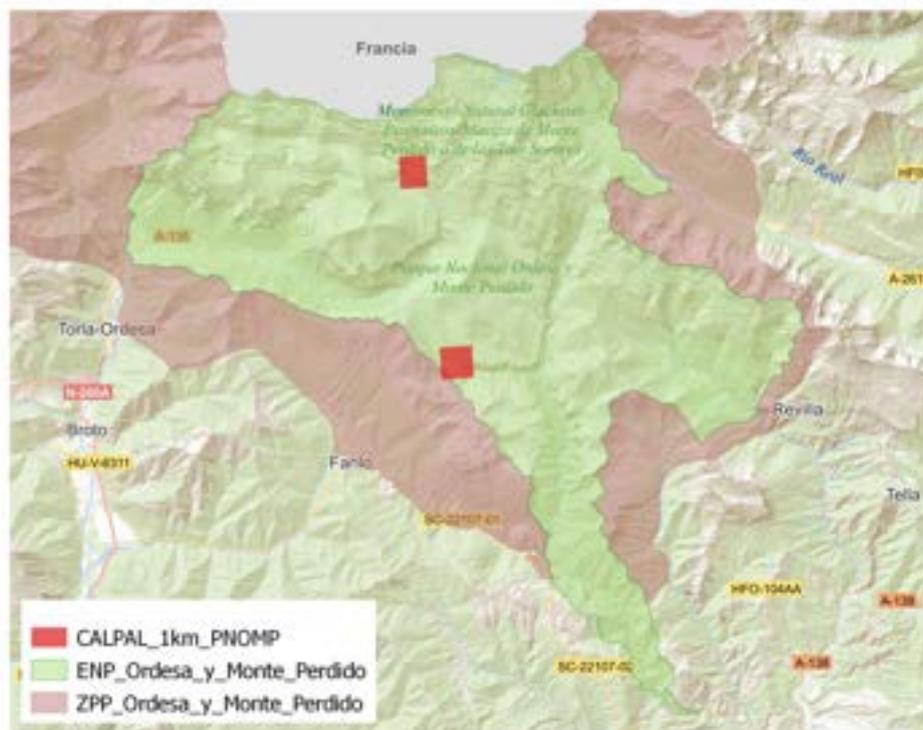
Esta especie se distribuye por el centro y norte de Europa y Rusia, hacia el sur se distribuye de forma fragmentada en cadenas montañosas de Francia, España, Italia, Balcanes y Cáucaso. En la península ibérica en los Pirineos, cordillera Cantábrica, sistema Ibérico y el sistema Central en su parte occidental.



Mapa 1. 7 Distribución mundial de *Callitriche palustris*. Fuente: Gbif

En Aragón se conoce su presencia en zonas de montaña en valles de Ansó, Hecho, Astún, el Portalet, Sallent de Gállego y valle de Tena, Fanlo, Bielsa, Montanuy, Sahún y Benasque. También en Teruel en el sistema Ibérico.

En el Parque Nacional se conocen dos localidades: Una en el circo de Góriz, en la parte más oriental de la charca más oriental de Faixa Luenga. Vive sumergida en el agua, cuando la charca se seca se encuentra sobre el barro húmedo con *Polygonum aviculare*. Y otra localidad sita en una charca en la cabecera del barranco de la Pardina, tributario del río Bellós.



Mapa 1. 8 Ubicación de las dos localidades conocidas de *Callitriche palustris* en el ámbito del PNOMP.

La poca superficie que ocupa la hace vulnerable, comprometiendo su viabilidad a medio plazo.

La comunidad vegetal de la que forma parte pertenece al hábitat 22.432 del mapa de hábitat de Aragón: Comunidades flotantes de aguas someras (de hasta medio metro de profundidad), de nivel fluctuante, con plantas de hojas sumergidas y flotantes (*Callitriche sp.*, *Ranunculus gr. aquatilis*), que se corresponde con el hábitat de interés comunitario 3150.

Amenazas conservación: ninguna. El humedal de Faixa Luenga está incluido en el Inventario de Humedales Singulares de Aragón.

1.3.4 *Carex ferruginea Scop. tenax (Christ) K.Richt (CYPERACEAE)*

* En "Flora Ibérica" *Carex austroalpina* Bech.

Hierba vivaz con rizoma subterráneo con entrenudos cortos, rizoma cespitoso. Hemicriptófito cespitoso. De cada nudo salen raíces, ramas del rizoma y brotes estériles o fértiles. Vaina basal escuamiforme con tintes purpúreos. Hojas 1-2 mm ancho, ásperas.

Tallo fértil de sección trígona y liso (30-90 cm). Espiga masculina solitaria: 15-40 mm, estrechamente fusiforme. (1)2-4 espigas femeninas, 10-30 mm, laxifloras, pedunculadas. Glumas femeninas ovales, con ápice agudo de color pardo rojizo o purpúreo, con margen escarioso. Utrículo (3-4.5 x 1.1-1.7 mm), pelosos en la mitad superior, glabros o casi en la parte inferior, bruscamente estrechados en un pico de 0,5-1 mm.

Fenología. Floración: junio-agosto.



Fotografías 1. 6 y 1.7 *Carex ferruginea tenax*.

Endemismo de las montañas del sur de Europa. Únicamente se ha localizado en el sur de los Alpes y en los Pirineos, donde solo se ha citado en el Pirineo Central, en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Se conocen 2 localidades dentro del Parque Nacional: en la umbría de la parte baja de las Gradas de Soaso (1700-1735 m) y en la

Senda de los Cazadores-Calcilarruego (1700-1960 m), con unas superficies estimadas de ocupación de 490 m² y 596 m², respectivamente.



Mapa 1. 9 Distribución mundial de *Carex ferruginea*. Fuente: Gbif

En el Parque Nacional crece en rellanos herbosos, laderas pendientes, canales de alud y taludes herbosos orientados al norte, con inclinación entre 30 y 45°. Convive con *Carex sempervirens*. En la umbría de Soaso, donde ocupa también zonas menos pendientes forma parte también de megaforbios y claros de bosque en ambiente de hayedos, abetales, y formaciones mixtas de hayedo y abeto. Aunque no crece dentro de los bosques de hayas cubiertos por la hojarasca.

En cuanto a su conservación, no parece estar sometido a presiones de tipo humano. La zona occidental de la Faja de Pelay (umbría de Ordesa) es una reserva integral. La población de la Senda de los cazadores es vulnerable a la erosión y a la degradación de ejemplares que crecen junto al camino.

Es probable que su distribución sea más amplia, lo que es algo difícil de determinar por la inaccesibilidad a los sitios en los que crece.

1.3.5 *Leontopodium alpinum* Cass. Subsp. *alpinum* (ASTERACEAE)

Hemicriptófito escaposo. Planta vivaz de 8 a 30 cm, de rizoma leñoso del que salen varias rosetas de hojas. Basófila calcícola, con hojas inferiores oblanceoladas de 1,5 a

5 cm, verdes por el haz y blancas por el envés. Tallo con pilosidad blanquecina, con hojas pequeñas. Inflorescencia con 1-10 capítulos en glomérulo rodeado de brácteas alargadas, blancas en forma de estrella.



Fotografía 1. 8 Detalle de la especie.

Distribución. Montañas del centro y sur de Europa, desde los Cárpatos hasta los Pirineos, donde alcanza su límite occidental de distribución. Su patrón de distribución en los Pirineos es muy claro, disminuyendo hacia el este, no estando representada en el Pirineo oriental. En la parte del Pirineo aragonés está bien representada desde el Bisaurín hacia el este.



Mapa 1. 9 Distribución mundial de *Leontopodium alpinum*. Fuente: Gbif

Crece en pastos muy innivados del piso alpino y subalpino, desde 1.500 m a 2.800 m. Sobre terrenos calcáreos, en todo tipo de pendientes y sobre suelos más o menos pedregosos: desde pastos hasta repisas de roquedo. Los factores esenciales para su

desarrollo son la cantidad de luz a nivel de suelo y una composición de éste rica en bases. Otras características ecológicas como altura, zonas venteadas, sustrato rocoso pueden ser formas de limitar la competencia ante condiciones de estrés, pero no factores esenciales.

No se encuentra amenazada en el ámbito del Parque Nacional, donde sus poblaciones son abundantes y bien nutridas. Su carácter de símbolo de la alta montaña, lo lleva a ser recolectado.

1.3.6 *Cypripedium calceolus* L. (ORCHIDACEAE)

Geófito rizomatoso. Basófila calcícola. Tiene su óptimo en el piso montano húmedo. 1.230 – 1.560 (2.000) m.

Esta planta se caracteriza por presentar una flor grande y hueca, como un zueco, de color amarillo-púrpura. Presenta hojas largas y anchas y tiene una talla de 20-60(70) cm de altura.

Fenología. Floración: Junio – Julio. Fructificación: Junio – Agosto.



Fotografías 1. 9 y 1.10 *Cypripedium calceolus*.

Distribución. Planta de distribución circumboreal; se encuentra en Eurasia y América del Norte, siendo una especie rara en la Europa boreal y templada. En la península ibérica sólo se conoce del Pirineo catalán y aragonés. En Aragón parece encontrarse únicamente en tres enclaves del Pirineo oscense: valles del Alto Gállego, Ordesa y Pineta, localidades que constituyen su límite de distribución meridional absoluto.



Mapa 1. 10 Distribución mundial de *Cypripedium calceolus*. Fuente: Gbif

Crece tanto en ambientes umbríos de bosques de especies caducifolias (hayedos y bosques mixtos de ribera) como en el dominio del pino albar (*Pinus sylvestris*). Ocupa los claros de estos bosques.

Se trata de la especie de orquídea europea con mayor estatus de protección. Está catalogada, tanto en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española como en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, como "En Peligro de extinción" y se incluye igualmente en el Anexo II y IV de la Directiva 92/43/CEE.

Es una planta de desarrollo muy lento (se estiman nueve años desde la germinación hasta la producción de flores y semillas), lo que hace que los periodos de estudio de las poblaciones deban acoplarse a estos plazos para poder derivar conclusiones sobre el comportamiento ecológico de la especie, así como para formular recomendaciones para la conservación, que resulten detalladas y fiables. Así pues, para conocer la vulnerabilidad de las poblaciones producidas por modificaciones humanas y/o climáticas son necesarios estudios prolongados en el tiempo.

La población de Ordesa cuenta con la protección del Parque Nacional, aunque el reducido tamaño de la población, hace que el riesgo de extinción sea alto. Presenta amenazas por herbivoría de ungulados.

1.3.7 Hábitat de Interés comunitario (HIC) 9430 Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*

Los pinares de pino negro constituyen el último piso de vegetación arbolada, formando el límite superior altitudinal del bosque, pudiendo crecer formando bosques típicos

subalpinos entre los 1.400 y los 2.500 m de altitud (este último límite se observaría en el Pirineo central) en cualquier tipo de sustrato, siendo dominantes entre 1.400 y 1.600 m de altitud en las umbrías y entre 1.800 y 2.000 m de altitud en las solanas (Carreras et al., 1996; Camarero & Gutiérrez, 2004). En los Pirineos, contactan hacia el piso inferior con pinares albares o con hayedos y abetales, mientras que, en el Sistema Ibérico, lo hacen con pinares albares, y más raramente, con melojares y hayedos. En el piso superior, suelen dar paso a un matorral subalpino con la misma composición florística de su sotobosque o bien a los pastos alpinos en el caso de las escasas zonas poco perturbadas por el uso pastoral. También aparecen pastos alpinizados por encima del bosque subalpino que en realidad se sitúan a altitudes propias del bosque y del sotobosque subalpino.



Fotografía 1. 11 Borde de las masas de *Pinus uncinata* en seguimiento.

Estos bosques pueden constituir raramente masas más o menos cerradas, pero con frecuencia tienen un aspecto abierto, con los pies separados entre sí, especialmente a mayor altitud o si el sustrato o las condiciones ambientales son en algún modo limitantes

(lapiaces, suelos rocosos, zonas de elevada innivación o vientos fuertes, etc.). Bajo el arbolado discontinuo se suele desarrollar un manto arbustivo que varía en cuanto a contenido de especies en función de su naturaleza más o menos ácida.

Las masas en estudio de *P. uncinata* en el lugar de Diazas se desarrollan sobre areniscas, correspondiéndose con un pinar acidófilo de pino negro con sotobosque de ericáceas y representa la vegetación climácica de las umbrías innivadas. Tiene un sotobosque en tres estratos densos: un arbustivo alto con azalea (*Rhododendron ferrugineum*); un arbustivo bajo con arándanos (*Vaccinium myrtillus* y *V. uliginosum*); y un estrato herbáceo-muscinal -liquénico rico en especies acidófilas.



Fotografía 1. 12 Detalle de una de las zonas del área de seguimiento de la zona deforestada con una alta proporción de ericáceas en el sotobosque.

Cuando el pinar es aclarado para leñas o por los rayos, queda el matorral de ericáceas citado. Estas formaciones, en el Parque Nacional, colonizan las areniscas de matriz silíceas y las cuarcitas que afloran en una estrecha franja del piso subalpino.



Fotografía 1. 13 Detalle de una de las zonas del área de seguimiento con baja proporción de ericáceas.

Estas formaciones se encuentran inventariadas como HIC bajo el epígrafe 9430 – Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata* (Anexo I Directiva 97/62/UE) y se corresponde con el hábitat CORINE-MHA 42.413.

1.4 METODOLOGÍA

Durante el año 2022, se ha continuado con los trabajos de monitorización de especies de flora que se viene realizando los últimos años: *Carex bicolor*, *Vicia argentea*, *Carex ferruginea*, *Leontopodium alpinum*, *Callitriche palustris* y *Cypripedium calceolus*. Se ha repetido, además, el seguimiento de recuperación de las masas *Pinus uncinata* en Diazas.

La metodología de seguimiento para todas estas especies se ha diseñado con el asesoramiento de investigadores del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

Para confeccionar el calendario de muestreo se tiene en cuenta la fenología de las especies, eligiendo la época en que la detección de cada especie es más sencilla. Además de la meteorología, es importante controlar el ritmo de regresión del manto nival, bajo el que alguna de estas especies pasa buena parte del año. En 2022 los muestreos se han realizado entre junio y agosto, exceptuando el de *Pinus uncinata* que se realizó en octubre. La repetición de los muestreos es posible gracias a la geolocalización de los puntos de muestreo (toma de coordenadas UTM con el GPS), esquemas y croquis fotográficos.

1.4.1 Seguimiento de *Carex bicolor*.

El censo de las poblaciones de *Carex bicolor* se realiza mediante transectos definidos en el año 2013 sobre poblaciones conocidas en Góriz y Carriata.

Para la repetición de los transectos se colocaron en su diseño, marcas fijas sobre el suelo (punta con una arandela), sobre las que es posible colocar una cinta métrica de 50 m que define el trazado. A lo largo del trazado del transecto y cada medio metro o un metro, se dispone junto a la cinta métrica y siempre en el mismo lado (definido en los esquemas), una cuadrícula de 20x20 cm con la ayuda de un metro de carpintero, dentro de la cual se recogen todos los datos.

Se cuenta con 6 transectos fijados para seguimiento de las poblaciones desde el año 2013. En la siguiente tabla se resumen los diferentes transectos y sus características:

Transecto	Ubicación	Longitud (m)	nº puntos de muestreo	Toma de datos
Faixa Luenga P1 (T1)	Faixa Luenga	100	200	Cada 0,5 m
Faixa Luenga P3 (T2)	Faixa Luenga	100	100	Cada 1 m
Faixa Luenga P4b (T4b)	Faixa Luenga	20	20	Cada 1 m
Carriata 1 (T1)	Aguas Tuertas	50	50	Cada 1 m
Carriata 2 (T2)	Barranco Mondarruego	50	45	Cada 1 m
Carriata 3 (T3)	Llanos de Salarons	50	50	Cada 1 m

Tabla 1. 2 Características de los transectos definidos para el seguimiento de *Carex bicolor*.

Los datos que se toman en cada unidad de muestreo son los siguientes:

- número de ejemplares visibles de *Carex bicolor*
- número de individuos reproductores de *Carex bicolor*
- cobertura de *Thalictrum alpinum*
- cobertura de capa muscinal
- cobertura de suelo desnudo
- cobertura de piedra
- Presencia/Ausencia* de las especies vasculares determinadas como dominantes que cohabitan en pastos higroturbosos con *Carex bicolor* y podrían aportar información ante alteraciones del hábitat:

- o *Eleocharis quinqueflora* (especie diferencial de alianza)
- o *Juncus alpinoarticulatus*
- o *Leontodon duboisii* (endemismo pirenaico-cantábrico, especie característica asociación *Leontodonto duboisii-Caricetum bicoloris* del resto de asociaciones del *Caricion maritimae*)
- o *Nardus stricta*
- o *Polygonum viviparum* (solo se toma el dato en la población de Carriata)
- o *Poa alpina* (toma del dato en la población de Faixa luenga)
- o *Carex frigida* (toma del dato en la población de Carriata)
- o *Salix retusa* (toma del dato en la población de Carriata)
- o *Pinguicula grandiflora* (toma del dato en la población de Carriata)

**En años anteriores se toman datos de cobertura de las especies acompañantes. En 2016 se toman datos de presencia/ausencia de dichas especies, para simplificar la metodología y realizar el seguimiento en el menor tiempo posible. La idea es repetir la toma de coberturas en 3-5 años desde la última toma de información de coberturas.*

El muestreo se realiza a finales del mes de julio y primera quincena de agosto, el periodo óptimo de fructificación.

Se registran, asimismo, observaciones acerca de la evolución de la fructificación, humedad de la zona y cualquier otro dato que pueda ser de interés.



Fotografía 1. 14 Cinta métrica colocada gracias a las marcas fijas en el terreno



Fotografía 1. 15 Colocación cuadrícula 20x20 sobre el transecto delimitado por la cinta métrica.

La toma de referencias fotográficas y croquis es constante, mejorando siempre que se pueda la posibilidad de repetibilidad de los transectos.

Para la recogida de datos se utilizan estadillos, previamente confeccionados y específicos para cada especie. Entre el material de muestreo, se incluyen claves de identificación dicotómicas para determinación de especies de flora, lupa cuentahilos y una lanceta o aguja para poder separar y contar los individuos.

1.4.2 Seguimiento de *Vicia argentea*.

Vicia argentea es una leguminosa que se distribuye en la glera de Mondarruego. La población fue localizada en 1998 en el barranco de Mondarruego, al pie de una glera a 2.415 m; posteriormente en el año 2000 se daría por desaparecida hasta que en 2007, fue relocalizada por Guillermo Sanz y María Jarne. Posteriormente, el botánico galo J.-P. Vogin la vio en 2009, esta vez entre los 2.650 y 2.750 m de altitud (Benito, 2010). Tras su descubrimiento, en el año 2010 se plantea su seguimiento, primero a través de pequeñas parcelas en la zona localizada y, años más tarde cuando se descubre que la distribución es mucho más amplia, se rediseña la metodología que actualmente se lleva a cabo.

Así, el año 2015 se diseña una metodología de seguimiento para la especie a través de 3 “parcelas alargadas” (25 m x 1 m) delimitadas por una cinta métrica de 25 m, sobre la que se coloca (siempre al mismo lado) un marco de aluminio portátil (plegable), de un metro de lado, con un sistema de retícula interior formado por 25 celdillas. Esta cuadrícula permite el cálculo de las coberturas dentro del área delimitada por esta estructura, así como el recuento de ejemplares de *Carduus carlinoides*.

En el diseño de las parcelas, se realizaron marcas con espray rojo en piedras estables de la glera sobre las que se colocaba la cinta métrica. Se tomó el track con el GPS, las coordenadas UTM (ETRS89) y se tomaron referencias fotográficas. Gracias a esto es posible repetir los muestreos.

Las 3 parcelas definidas se denominan VicargMond1, VicargMond2 y VicargMond3

Dentro de cada una de las celdillas se toma nota de:

- Cobertura de *Vicia argentea*.
 - 1: presencia
 - 2: 10-25 %
 - 3: 25-50 %
 - 4: >50 %
- Presencia de reproductores: R
- Conteo de individuos de *Carduus carlinoides*. Se cuentan todos y entre paréntesis los reproductores dentro del total. C3 (1R) = 3 *Carduus* y 1 de ellos reproductor.

La numeración de cada una de las celdillas para la toma de datos es la siguiente:

	1	2	3	4	5
1	1.1	2.1	3.1	4.1	5.1
2	1.2	2.2	3.2	4.2	5.2
3	1.3	2.3	3.3	4.3	5.3
4	1.4	2.4	3.4	4.4	5.4
5	1.5	2.5	3.5	4.5	5.5



Fotografía 1. 16 Marco de aluminio 1x1m, situado sobre la cinta métrica para la toma de coberturas de *Vicia argentea* en cada celdilla



Fotografía 1.17 Glera de Mondarruego donde se distribuye *Vicia argentea*.

En el año 2020, se colocó un i-button enterrado en el inicio del transecto Vicargmond2, para registrar las temperaturas medias del suelo en el lugar de seguimiento.



Fotografía 1. 18 Colocación de ibutton en la pedrera de *Vicia argentea*.

En el año 2022, se ha procedido a la repetición de la toma de datos en un 26% de las parcelas para calcular el error de muestreo. Dada la dificultad que entraña la colocación de las parcelas de seguimiento de *Vicia argentea*, debida a la pendiente y presencia de material suelto (pedrera) que dificulta el avance por la misma, se ha realizado la repetición evitando desmontar y volver a montar la parcela, pero efectuada por un observador diferente. Para la realización del doble conteo, tras finalizar el recuento por uno de los censadores en una parcela dada, se realiza un segundo conteo por otro censador.

1.4.3 Seguimiento de *Callitriche palustris*

En el año 2018 se revisó el área de distribución de esta especie en el único punto del Parque Nacional en el que se contaba con información de su presencia: la charca más oriental de Faixa Luenga ocupando una superficie de 1 m² (Benito, 2006). De este modo se comprobó que se extendía sobre una superficie del regato de unos 140 m², con varios cientos de pies. Más tarde, el año 2020 se comprueba su presencia en todo el regato, unos 600 m².



Fotografía 1. 19 Regato donde crece *Callitriche palustris* y banderillas utilizadas para su delimitación anual.

Estos años posteriores y con ayuda de banderines de colores, se delimitan los límites de la población en este regato. Para ello, se recorre y se van colocando marcas en la zona de presencia, lo que finalmente ayuda a conocer su extensión. Posteriormente y con una herramienta GPS, se delimita la extensión de la población, generando una cobertura en formato *shape* que permite comparar la superficie que ocupa entre años.

Asimismo, se recorren los regatos cercanos para detectar la posible presencia de la especie.

1.4.4 Seguimiento de *Carex ferruginea*

El diseño del seguimiento de *Carex ferruginea* se centra en mejorar el conocimiento de distribución de la especie y obtener información de tendencias o variaciones que permitan determinar la viabilidad de las poblaciones.

Se parte de 2 localidades conocidas de la especie en el Parque Nacional: Calcilarruego - Senda de los Cazadores y la Umbría de Soaso.

Una vez delimitada la distribución en ambas localidades, se decide realizar el seguimiento en la umbría de Soaso, evitando así el riesgo que supondría monitorizar la población de la Senda de los cazadores por el desprendimiento de piedras.

Se opta por diseñar parcelas divididas que faciliten la localización de la especie.

Interesaría que el porcentaje de cuadrículas con presencia de la especie estuviera entre el 25 y el 75%, pero es difícil localizar zonas con densidades altas y presencia abundante de la especie. Por lo que alcanzar el número mínimo de ejemplares para el seguimiento no ha sido posible.

Los fascículos de hojas del tallo estéril, que permiten distinguir la especie cuanto no hay tallo florífero, no permiten discriminar individuos, por lo que no es posible realizar un conteo. El seguimiento se basa en información de presencia/ausencia.

La época óptima para realizar el seguimiento es el mes de agosto, cuando los utrículos están bien formados.

Con este escenario, se diseñaron tres *macroplots* (unidades de muestreo), que cubren la heterogeneidad de ambientes en los que se ha localizado la especie. Dos de ellos cerca de límites que permitan observar cambios en superficie, posible retroceso o expansión de la población.

Una vez delimitadas las unidades de muestreo, se georreferencian sus límites mediante GPS, datum WGS84 o ETRS89.

Los vértices de la parcela se marcan con piquetas y bridas para que se pueda repetir en el futuro. Además, se marcan rocas fijas con espray. Se toman referencias fotográficas y se realizan croquis.

En la siguiente tabla figuran las 3 parcelas delimitadas:

Denominación	Dimensiones	Ambiente
Carfer_Soa1	3x3m	Límite bosque hayedo, cierta pendiente
Carfer_Soa2	3x3 m	Zona llana
Carfer_Soa 3	4x4 m +1m	Límite distribución oeste, cota más alta, al pie de pared rocosa

Tabla 1. 3 Características de las parcelas diseñadas para el seguimiento de *Carex ferruginea*.

Dentro de cada uno de los *plots*, en cada metro cuadrado, se coloca una parcela de aluminio de 1 m x 1 m, dividida en 100 celdas de 10x10cm. Valiéndonos de estadillos previamente confeccionados, se toma nota de presencia-ausencia y se cuenta el número de tallos fértiles.

Para facilitar la colocación del metro cuadrado se colocan piquetas fijas en cada metro externo del *plot*, para con ayuda de una cuerda teselar toda la parcela.



Fotografía 1.20 y Fotografía 1.21 División de la parcela de seguimiento de *Carex ferruginea* con un marco y ayuda para la colocación del metro cuadrado guiado por cuerda.

El uso de banderillas para marcar los ejemplares facilita el trabajo.



	0	1			2			3		
					1					
					1					
						2				
							x			
								3		
									x	2
1				1	x					
					1	x	x			
					x	x	x			
						x				
						1				
								1		
									x	1
									2	x
										2
						1	1	1		
						x	1	2	4	
						1	1	x	x	
						1	1	2	1	
2										
										x
										x
										x
										x
										x
										2
										2
3								x		
										x
										1

Fotografía 1.22 Parcela de seguimiento “Carfer_Soa2” en llano herboso, donde “x” indica presencia y “n” el número de tallos reproductores.

1.4.5 Seguimiento de *Leontopodium alpinum*

El año 2018, se diseñó un seguimiento de *Leontopodium alpinum* en el Mirador de la Herradura en la Sierra de las Cutas, a través del seguimiento de “parcelas alargadas”.

Se trata de una zona con fácil acceso, a través de la pista de las Cutas que facilita la repetibilidad del seguimiento.

Se diseñaron 3 de estas parcelas en 2018. En 2019 se diseña una nueva parcela donde la densidad de *Leontopodium alpinum* es mayor, ya que “Leoalp_her1” y “Leoalp_her2” presentan densidades muy bajas que no permiten una buena representación estadística. Así, el 2019 se incorpora al seguimiento “Leoalp_her4” de 25m. En 2020 se decide continuar con la toma de datos de Leoalp_her1 que será la parcela control y descartar Leoalp_her2.

De este modo a partir de 2019 se tienen en cuenta los datos de 3 de las parcelas para seguimiento de *Leontopodium alpinum* en el Mirador de la Herradura:

Macroplot	Longitud	Hábitat	Orientación
Leoalp_her1	30 m	Pasto pedregoso	Noreste
Leoalp_her3	23 m	Pasto pedregoso con afloramiento rocoso	Norte-noreste
Leoalp_her4	26 m	Pasto pedregoso	Noroeste

Tabla 1. 4 Características de las parcelas diseñadas para el seguimiento de *Leontopodium alpinum*.

Esta parcela alargada queda limitada por una cinta métrica sobre la que se coloca cada metro una parcela de 1x1 metro, dividida en 25 cuadrículas de 20 x20cm.

Para que sea posible la repetición del muestreo se colocan varias marcas fijas que determinan la colocación de la cinta métrica, a través de piquetas y marcas con espray en rocas fijas en el terreno, se georreferencia a través de un GPS, se realizan croquis de la parcela y se toman referencias fotográficas. De cada una de las parcelas se anota orientación y se realiza un inventario de flora.

Para cada una de las cuadrículas se anota la presencia o ausencia de la especie y se estima la cobertura general, de acuerdo con la clasificación de Braun-Blanquet y se registra el número de tallos florales.

Valor	Cobertura (%)
0	0
1	<10%
2	10-25%
3	25-50%
4	50-75%
5	>75%

Tabla 1. 5 Valores utilizados para la estimación de la cobertura según la clasificación de Braun-Blanquet.



Fotografía 1.23 Cuadrícula 1x1 m sobre la cinta métrica para el seguimiento de *Leontopodium alpinum*

1.4.6 Seguimiento de *Cypripedium calceolus*

Para el seguimiento de los 3 núcleos de la especie que se conocen en el valle de Ordesa que se localizaron en 1995, 1999 y 2018, se diseñó un seguimiento de toda la población desde el IPE-CSIC. La metodología se basa en la delimitación de las localidades en la que se distribuye la especie (macroparcels) y, dentro de esas macroparcels, se censan todos los individuos, siendo esto posible debido a la baja densidad que presenta la especie.

De cada macroparcels se toman coordenadas GPS y se realizan croquis y toma de fotografías para poder repetir la toma de datos. Además, y para facilitar el recuento se recomienda subdividir las macroparcels en unidades más pequeñas, a través de cuerdas o cintas métricas de gran longitud.

El seguimiento de dos de los núcleos se inició en 2016, desde entonces se ha repetido cada año, en época de floración ya que aumenta la detectabilidad de la planta. El seguimiento de la localidad “Puente del Fresno” se inició en 2018, tras su descubrimiento y, el pasado año 2021 se retoman las labores de seguimiento de esta localidad por el equipo de seguimiento ecológico de SARGA, debido a la necesidad forzosa de un cambio de censador. En 2022, nuevamente, se lleva a cabo el seguimiento de esta localidad, al que se suma el seguimiento de las otras dos localidades conocidas en el valle de Ordesa debido a la lesión sufrida por el censador de las mismas, cubriendo, de este modo, las tres localidades conocidas.

Se cuenta el número de tallos y de ejemplares reproductores (no se tiene en cuenta si se trata de un clon, ya que es difícil independizar los tallos del mismo rizoma). Se anota el número de individuos con signos de herbivoría.



Fotografía 1.24 Marcado de los ejemplares

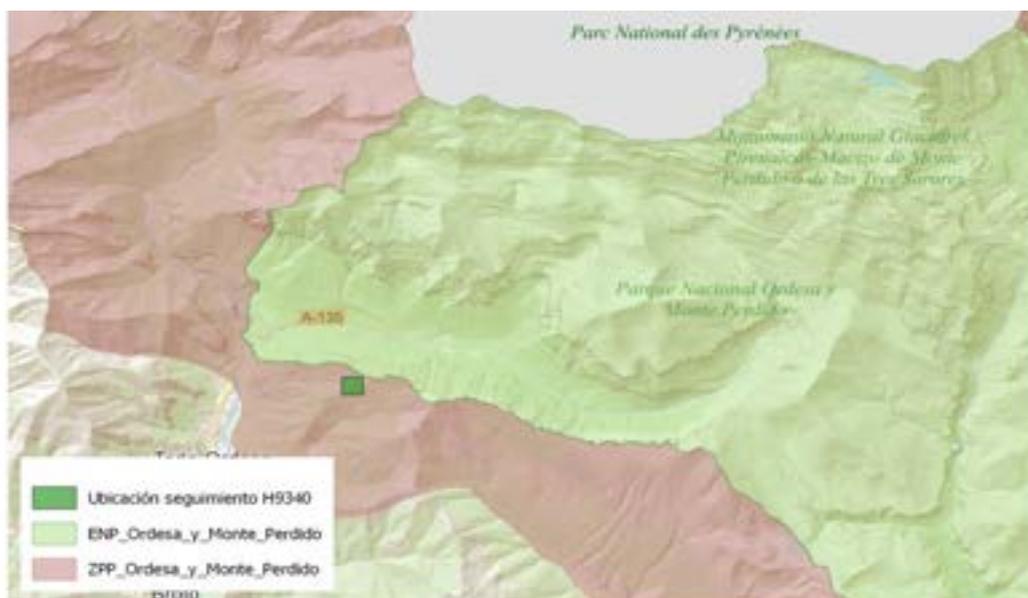


Fotografía 1.25 Signo de depredación

1.4.7 Seguimiento de la recuperación de las masas de *Pinus uncinata* en el barranco de Diazas (HIC9430)

Este seguimiento se enmarca dentro de la "REd de SEguimiento para especies de flora y hábitats de interés COMunitario en Aragón" (RESECOM). El objetivo del mismo es determinar la capacidad de recuperación de las masas de *Pinus uncinata* en una zona deforestada en los límites del Parque Nacional, incluida en una actuación de prevención de incendios. Para ello, se definieron 8 transectos: 4 en un área con sotobosque más denso ubicada en la parte inferior de la pista que atraviesa el área de estudio y 4 en un área con sotobosque más aclarado ubicada en la parte superior de la pista, en los que, a través de la metodología de "Point intercept", se registran las especies más características de esta formación (ericáceas y grupos genéricos "gramínea" y "compuesta"), permitiendo analizar la evolución de la cobertura vegetal del suelo. Todas las unidades de muestreo se ubican cercanas en la misma ladera, con la misma orientación y separadas por la pista de subida de Diazas. En concreto, los transectos MU_1 a MU_4 (MU, Monitoring Unit) se corresponden con la zona más aclarada y MU_5 a MU_8 con la zona más densa.

Los transectos se ubican en la pista de Diazas que parte de la localidad de Torla y asciende hacia las Cutas. El coche se puede apeaer junto a la pista en el área de trabajo.



Mapa 1.11 Ubicación muestreo del HIC 9430



Mapa 1. 12 Detalle ubicación de los transectos sobre ortofoto.

Para la realización del *Point intercept* se utiliza una cinta métrica de 30 m colocada entre dos marcas, una inicial y otra final, instaladas en 2017. A lo largo de la cinta métrica se van recogiendo datos cada 20 cm, cogiendo el primer dato en 0 m.

En cada punto se debe anotar la especie o material contactado con la varilla, procurando mantener ésta lo más vertical y recta posible.

Los contactos anotados son:

- *Pinus uncinata*
- *Vaccinium myrtillus*
- *Rhododendron ferrugineum*
- *Calluna vulgaris*
- Grupo genérico "gramínea"
- Grupo genérico "compuesta"
- Materia orgánica
- Suelo

- Piedra.

transecto	metro	Contacto
1	0	Pinus uncinata
1	0,2	piedra
1	0,4	materia orgánica
1	0,6	graminea
1	0,8	piedra
1	1	piedra
1	1,2	piedra
1	1,4	materia orgánica
1	1,6	materia orgánica
1	1,8	materia orgánica
1	2	Vaccinium myrtillus
1	2,2	piedra
1	2,4	materia orgánica
1	2,6	graminea
1	2,8	graminea
1	3	materia orgánica
1	3,2	graminea
1	3,4	materia orgánica
1	3,6	piedra
1	3,8	piedra

Imagen 1. 1 Vista parcial del estadillo utilizado en campo para la recogida de datos en el muestreo de HIC9340

Para facilitar la repetición del muestreo se llevó a cabo el marcaje de los transectos mediante clavos y marcas de espray rojo.

Se realizó la primera toma de datos en 2017. Se plantea un intervalo de repetición del muestreo de 5 años.

1.5 RESULTADOS

1.5.1 Seguimiento de *Carex bicolor*.

Se ha repetido el censo de *Carex bicolor* en los 6 transectos establecidos en Faixa Luenga y en Carriata. En ambas localidades destaca la presencia de agua a lo largo de los regatos que surcan y rompen el pasto higroturboso y a su vez lo hidratan.

Por primera vez desde que se realiza el seguimiento no se han observado tiendas de campaña en el pasto donde se sigue el transecto Carriata 1 (T1). Tampoco ha sido necesario reemplazar ninguna piqueta de marcaje para la repetición de los transectos.

Los resultados se han incluido en el Anexo I -fichas de campo-, capítulo 1. Incluye una hoja de cálculo en formato Excel con varias pestañas: la primera pestaña incluye las coordenadas UTM de cada marca que permite la relocalización de los transectos, una pestaña para cada transecto con la información del seguimiento de 2022 y dos pestañas más que comparan los resultados de las diez campañas de seguimiento (2013-2022) por zonas (Faixa-Luenga y A Carriata) y por último una pestaña de gráficos que representan la información anterior. En las tablas 1.4. y 1.5. se incluyen los datos totales de *Carex bicolor* en las distintas zonas, en los 10 años de seguimiento.

Transecto	n <i>Carex bicolor</i> Faixa Luenga									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
T1	787	611	521	632	606	838	876	873	990	1229
T2	1035	980	1144	1285	1123	1419	1273	1521	1571	1641
T4b	419	323	452	778	402	809	649	878	861	901
Transecto	N Rep <i>Carex bicolor</i> Faixa Luenga									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
T1	189	53	37	99	79	131	209	144	234	268
T2	163	153	144	208	162	238	206	234	266	140
T4b	25	22	70	133	26	110	124	116	203	57

Tabla 1. 6 Individuos de *Carex bicolor* y número de reproductores por transecto y año de seguimiento en Faixa Luenga.

Transecto	n <i>Carex bicolor</i> Carriata									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
T1	899	822	755	739	546	544	531	418	513	546
T2	375	271	179	214	178	309	256	218	208	260
T3	450	349	313	344	268	393	333	445	362	466
Transecto	N Rep <i>Carex bicolor</i> Carriata									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
T1	188	213	149	192	68	85	72	48	86	57
T2	99	36	14	44	18	43	34	22	11	2
T3	128	85	28	54	37	56	47	29	31	20

Tabla 1. 7 Individuos de *Carex bicolor* y número de reproductores por transecto y año de seguimiento en la metapoblación de Carriata.

Los siguientes gráficos representan el número de individuos de *Carex bicolor* en los años de muestreo en cada transecto.

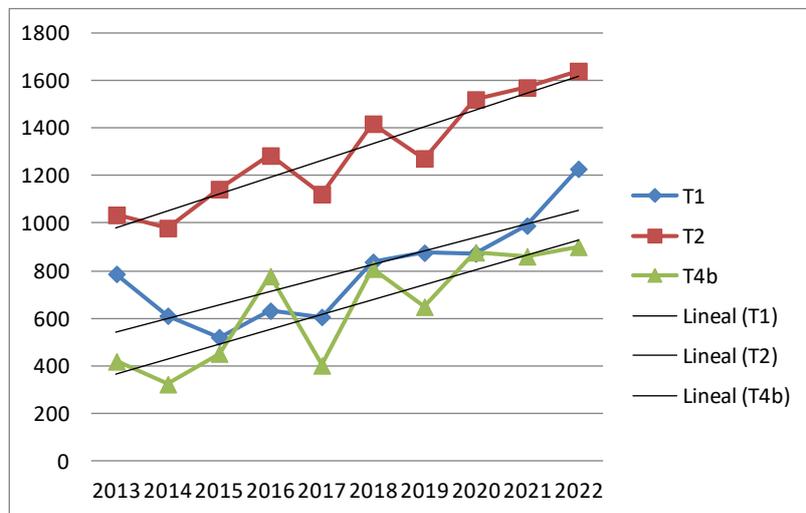


Gráfico 1. 1 Representación de la evolución de los datos de número de individuos de *C. bicolor* en Faixa Luenga.

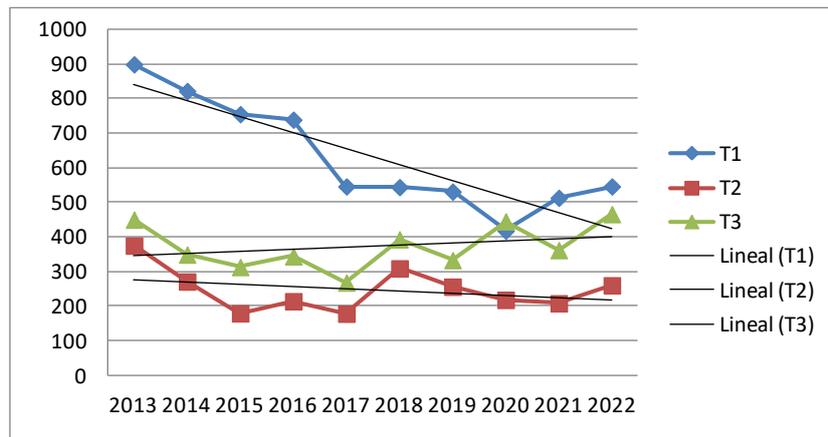


Gráfico 1. 2 Representación de la evolución de los datos de número de individuos de *C. bicolor* en Carriata.

La tendencia que viene observándose los últimos años parece ser ascendente en Faixa luenga mientras que la de Carriata, especialmente en el T1, parece ser negativa, aunque en 2022 parecen haber ascendido sensiblemente el número de ejemplares contabilizados en este transecto. El cálculo del error de muestreo permitirá estimar el intervalo de confianza de estas tendencias.

La presencia de las especies acompañantes de *Carex bicolor* para cada transecto, se representa en las siguientes gráficas incorporando los resultados de esta campaña. El valor 1 representa presencia en todos los puntos de muestreo.

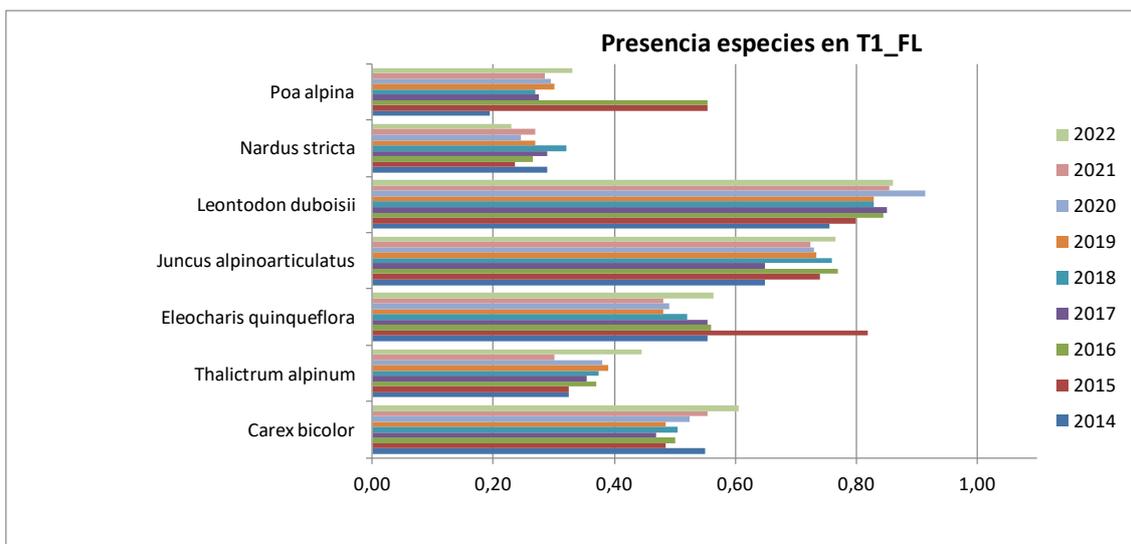


Gráfico 1. 3 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 1 Faixa luenga.

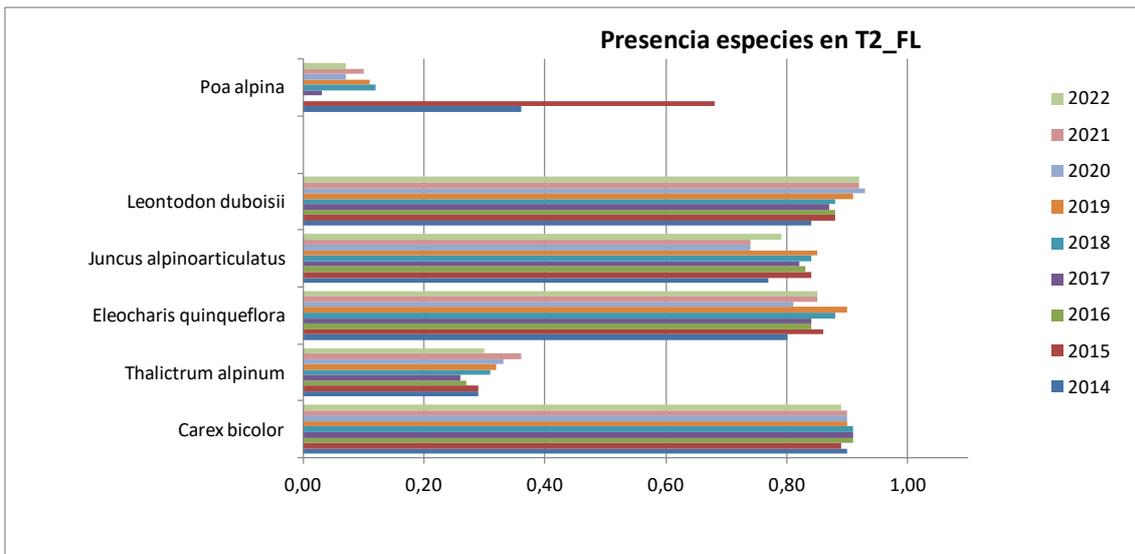


Gráfico 1. 4 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 2 Faixa luenga.

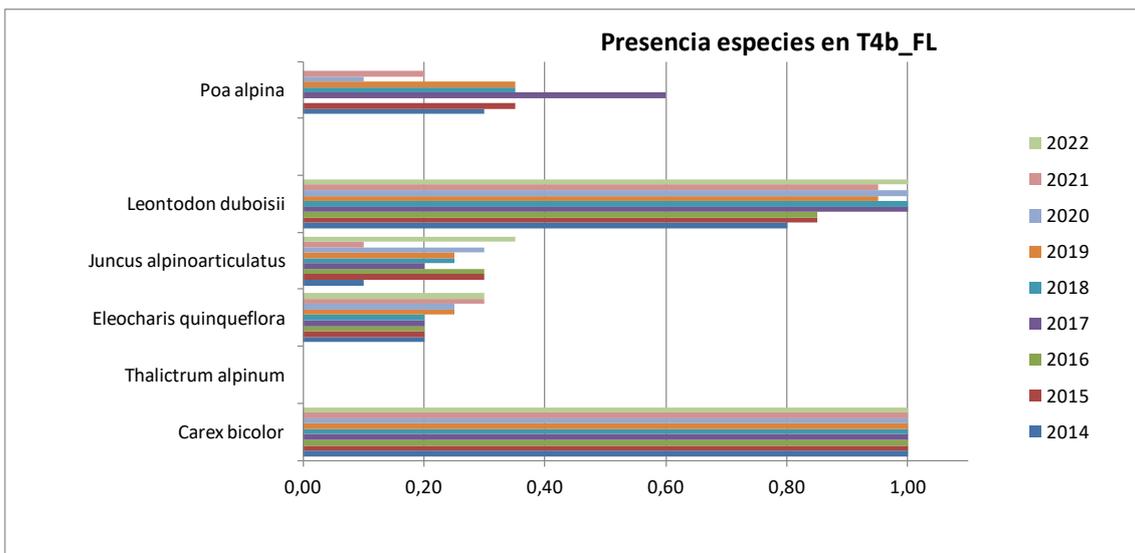


Gráfico 1. 5 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 4b Faixa luenga.

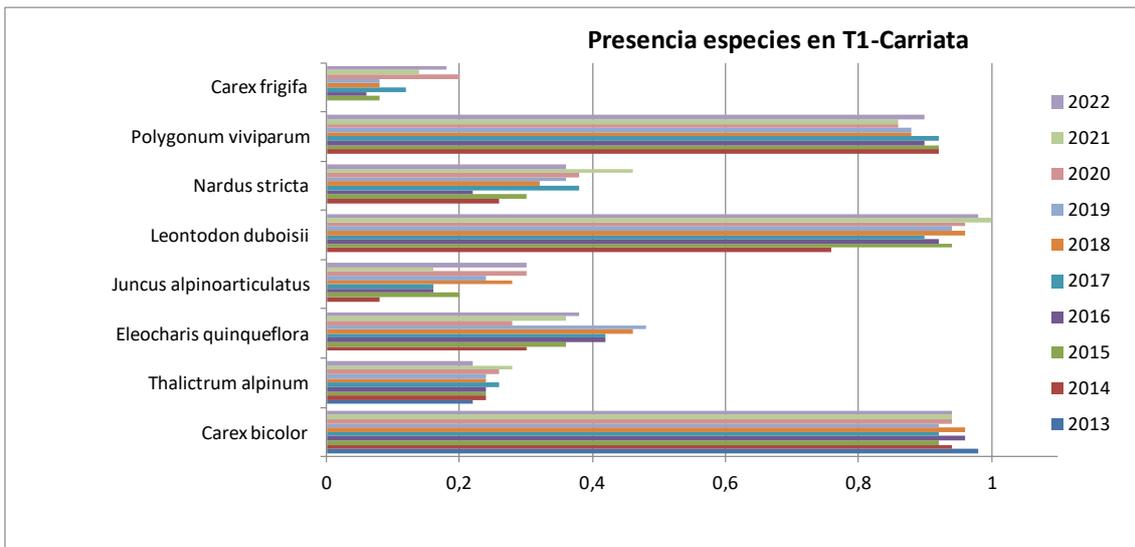


Gráfico 1. 6 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T1 Carriata.

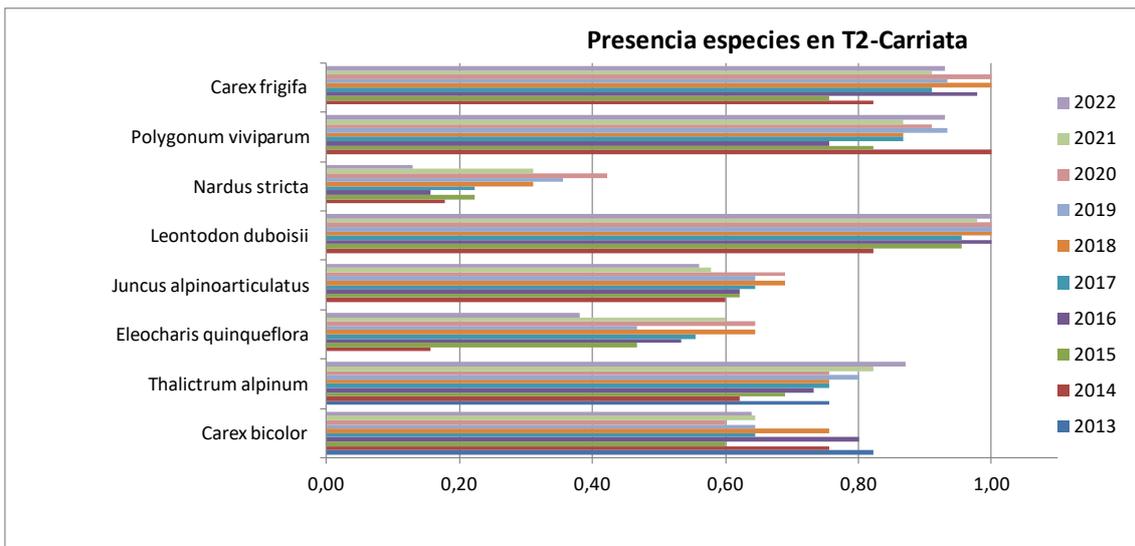


Gráfico 1. 7 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T2 Carriata.

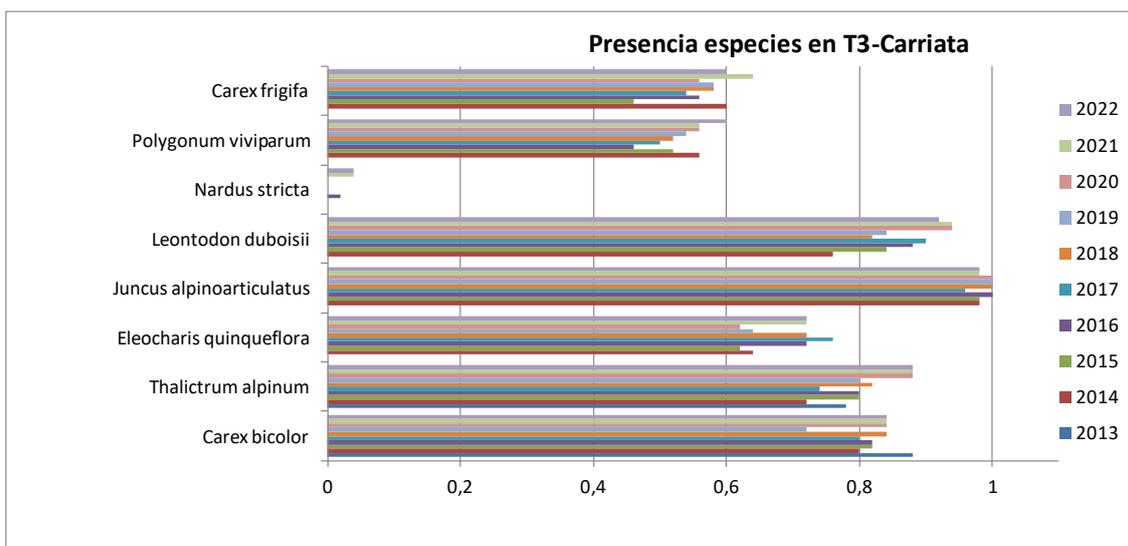


Gráfico 1. 8 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T3 Carriata.

La tendencia de *Carex bicolor* en ambas poblaciones es divergente. Positiva en Faixa Luenga y negativa en Carriata. No se cuenta con indicios que expliquen estas tendencias. Para el resto de especies acompañantes la tendencia es estable, además no se han detectado cambios aparentes en el ecosistema y en el régimen hídrico.

La población de Carriata muestra cierta tendencia negativa, mientras que la de Faixa luenga es más estable, incluso positiva. Aparentemente no hay cambios en ninguno de los ecosistemas y, no hay evidencias de perturbaciones en el régimen hídrico.

No obstante, **si analizamos la incidencia en lugar del número de plantas, los resultados son negativos en ambos sitios**, eso significa que tiene menos presencialidad en general, pero en Faixa Luenga, sin embargo, parece que aumenta dentro de los cuadrados por lo que se barajan como posibilidades la reproducción vegetativa o la germinación próxima a los reproductores.

Si observamos la **variación de la presencia de las especies acompañantes** podemos observar que **está aumentando la incidencia de algunas especies**, pero especialmente de *Leontodon duboisii*, por lo que también podría explicarse una **posible competencia interespecífica**.

Otro dato interesante es que **en el Transecto 3 de la población de Carriata, no desciende la incidencia de *Carex bicolor***. Esta diferencia podría ir ligada a la intensificación de la acampada en esta zona, siendo más fuerte en el entorno de T1 (Aguas Tuaras) y T2 (Ribereta Catuarta Baja).

Prestando atención al ***Nardus stricta***, que se considera “poco deseable” ya que indica la acidificación del medio, se observa un **ligero aumento en la localidad de Carriata**, aunque no es determinante ya que puede responder a las variaciones interanuales propias del pasto.

En contra de lo observado estos últimos años, indicar que este año no se ha observado acampada en el entorno de T1 (Aguas Tuaras) y T2 (Ribereta Catuarta Baja), como pasaba años anteriores. Además, es el primer año en el que no ha sido necesario reponer ninguna de las marcas que delimitan los transectos, si bien el riesgo continúa existiendo.

1.5.2 Seguimiento de *Vicia argentea*

El año 2015 se inicia el seguimiento de *Vicia argentea* en la glera de Mondarruego. Se cuenta con datos de 8 años de seguimiento.

Los resultados obtenidos se incorporan a la base de datos generada hasta ahora y pese a que no permite extraer conclusiones más allá de que se trata de una glera bastante estable, proporcionará la información necesaria para conocer la distribución de la especie en este periodo de tiempo.

Los resultados se han incluido en el Anexo I -fichas de campo-, capítulo 1. Se trata de un archivo Excel “Vicarg_Mond_2022” con varias pestañas (hojas de cálculo), una para cada parcela y para cada año, otra para cada parcela que compara los resultados de todos los años de seguimiento a través de un diagrama de colores y otra (la primera) que incluye las coordenadas UTM del inicio de cada parcela.

Tal y como se observa en la siguiente figura, esta representación de los datos a través de diagrama de colores, indica que se trata de un muestreo bastante fiable y repetible. Los colores más intensos representan la cobertura máxima (valor 4) y el blanco la ausencia de la especie.

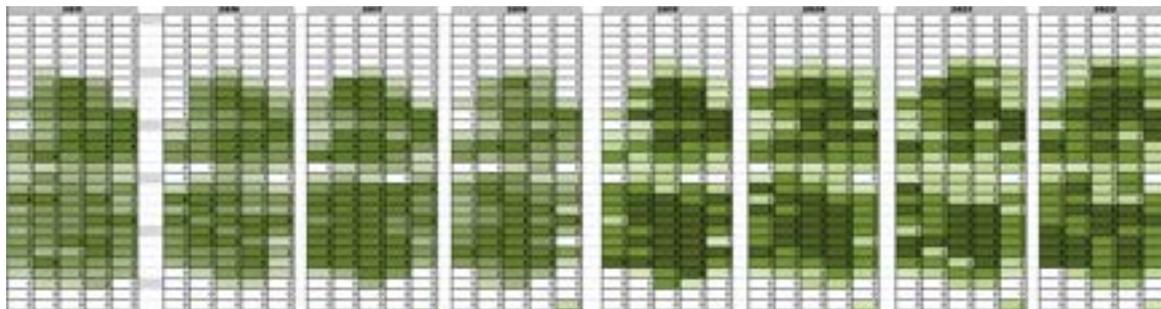


Figura 1. 1 Ejemplo de la representación de datos de *Vicia argentea* mediante diagramas de colores.

En las siguientes tablas se recoge la información obtenida en esta campaña de seguimiento y en las anteriores en cuanto a tamaño poblacional, cobertura en las parcelas establecidas y porcentaje de reproducción en cada parcela y para el total de la población.

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
% presencia vicarg_mond1	27,5	30,6	30,08	29,76	32,48	37,28	38,24	40,64
% cobertura vicarg_mond1	8,7	9,5	12,1	10,47	12,19	12,29	13,05	14,98
% presencia vicarg_mond2	1,9	2,2	2,72	3,04	3,52	4	4,8	6,08
% cobertura vicarg_mond2	0,3	0,8	0,794	0,964	1,197	1,32	1,38	2,13
% presencia vicarg_mond3	35,8	36,8	39,2	40,64	42,88	47,52	46,08	48
% cobertura vicarg_mond3	12,7	12,3	14,97	13,33	16,04	16,46	16,17	18,12

Tabla 1. 8 Presencia y cobertura de *Vicia argentea* por parcela y año

<i>Vicia argentea</i>	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
% total presencia	21,8	23,2	24,0	24,5	26,3	29,6	29,7	31,6
% total reproductores	13,1	18,1	17,0	17,1	20	21,3	12,1	19,8
% total cobertura	7,2	7,5	9,3	8,3	9,8	10	10,2	11,7

Tabla 1. 9 Presencia y cobertura de *Vicia argentea* en la glera de Mondarruego por año

Este 2022, los datos son similares a los anteriores en cuanto a presencia y cobertura, con ligeras oscilaciones, pero continuando la tendencia positiva.

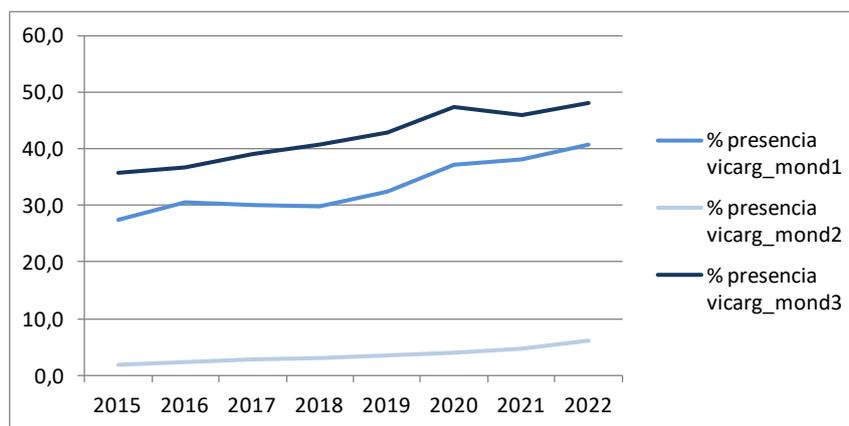


Gráfico 1. 9 Representación de la presencia de *Vicia argentea* por parcela y año

El siguiente gráfico representa información de presencia, cobertura y reproducción de *Vicia argentea*, para la población total de la especie en la glera de Mondarruego.

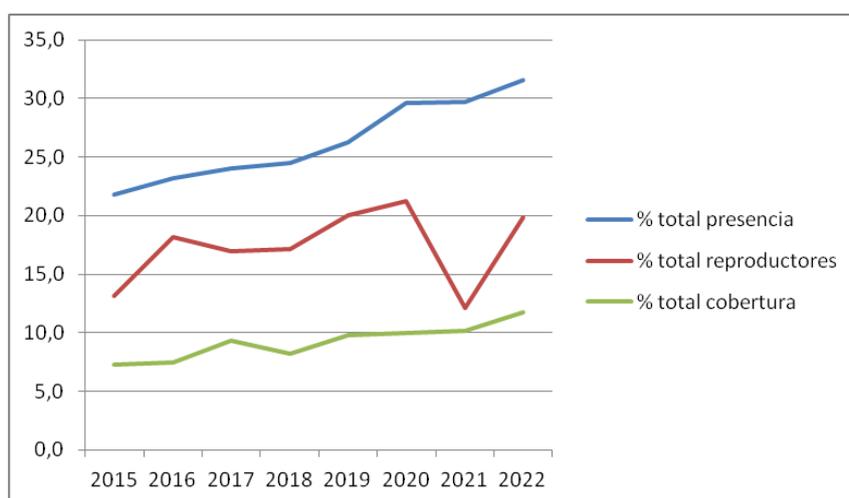


Gráfico 1. 10 Representación de la evolución de presencia, cobertura y reproducción de la población de *Vicia argentea* en Mondarruego

El porcentaje de reproductores se mantiene en los niveles de los últimos dos años de muestreo. Como apunte resaltar que el muestreo se realizó en fechas más tempranas y, sin embargo, prácticamente todos los ejemplares observados se encontraban ya en fruto.

Se comparan los datos de *Carduus carlinoides* de 2015, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022 (los datos de 2016 y 2017 no son comparables ya que en el recuento se incluyeron las plántulas de la especie.)

<i>Carduus carlinoides</i>	2015	2018	2019	2020	2021	2022
TOTAL	1391	1260	1580	1579	1368	1123
VEGETATIVOS	1342	1078	1563	1509	1302	977
REPRODUCTORES	49	182	17	70	68	146
λ		0,91	1,25	1	0,87	0,82

Tabla 1. 10 Presencia de *Carduus carlinoides* en la glera de Mondarruego

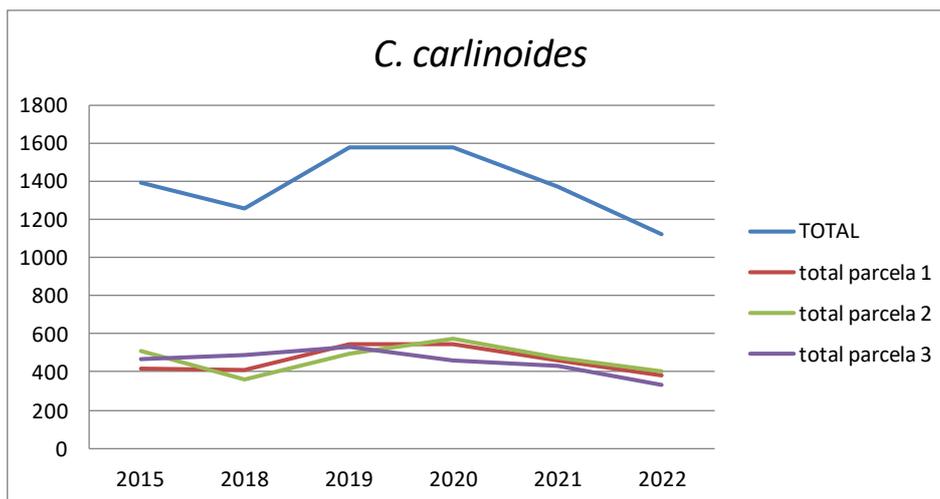


Gráfico 1. 11 Número de *Carduus carlinoides* por parcela y año

Entre 2014-2017 un *i-button* ubicado en “VicargMond_2” tomó datos de la temperatura en ese punto. La información de la temperatura media mensual, indicaba que la glera de Mondarruego está innivada buena parte del año entre diciembre y mayo-junio (meses en los que la temperatura media es 0°C)

El año 2020 se colocó un nuevo *i-button* enterrado en el principio de la parcela 2 de seguimiento de *Vicia argentea*, descargando desde entonces los datos registrados de forma anual.

1.5.3 Seguimiento de *Callitriche palustris*

En la visita al regato de este año 2022, se ha detectado la especie en todo el regato a pesar de no haber lámina libre de agua.

Como en años anteriores, se han prospectado los regatos cercanos en esa localidad sin encontrar la especie.

En el año 2019 se detectó la especie ocupando un área de unos 183 m², con varios cientos de pies. En 2020 la superficie rebasaba los 600 m² y, se ligó a la presencia de lámina libre de agua a lo largo de gran parte del regato. Este año y el anterior, 2022 y 2021 se detecta la especie en todo el regato a pesar de no haber lámina libre de agua.

Las especies acompañantes son *Polygonum aviculare* y *Eriophorum scheuchzeri*. En aquellas zonas donde *Juncus filiformis* forma densas macollas no se detecta la especie, siendo en las zonas más laxas de vegetación donde ésta se distribuye de forma constante. La densidad de la especie es mayor en el extremo Este de la cubeta, donde la profundidad de la misma es mayor y por lo tanto la presencia de agua perdura mucho más tiempo.



Imagen 1.2. Izda. Extensión de *Callitriche palustris* en Faixa Luenga año 2019 (delimitación verde) y Dcha. en los años 2020-2022 (delimitación roja). Ortofoto 2018 SITEAR.



Fotografía 1. 26 Delimitación de la extensión de *Callitriche* en el regato con la ayuda de banderines de colores. Vista del extremo Este de la cubeta.



Fotografía 1.27 Ejemplares de *Callitriche palustris* medrando en el barro junto a *Polygonum aviculare*.

1.5.4 Seguimiento de *Carex ferruginea*

Este año el muestreo se realizó la segunda semana de agosto. La fecha elegida permitió observar los utrículos bien desarrollados.

Se ha repetido el seguimiento de los 3 *macroplots*. Para mejorar la repetibilidad del censo, se colocaron piquetas en todos los extremos del *plot* y, mediante una cuerda se creó una retícula en la parcela formando cuadrados de 1x1m donde posteriormente se iría colocando el marco de 1x1m de aluminio con la que se realiza el muestreo.



Fotografía 1. 28 Detalle de la delimitación externa y reticulado interno de la parcela para facilitar la colocación del marco de aluminio con el que se realiza el muestreo.

Parcela	celdas 10x10cm	Presencia de <i>C. ferruginea</i>				Nº escapos florales			
		2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
CarferSoa1	900	6,22%	8,22%	9,56%	8,56%	38	27	16	21
CarferSoa2	900	5,66%	6,22%	5,9%	6,44%	40	20	14	43
CarferSoa3	1700	1,70%	2,52%	2,52%	2,88%	29	43	37	27

Tabla 1. 11 Presencia de *Carex ferruginea* y nº de reproductores

1.5.5 Seguimiento de *Leontopodium alpinum*

En el Anexo I -fichas de campo y resultados-, Capítulo 1, se incluyen los resultados del seguimiento de las parcelas diseñadas en esta campaña de seguimiento. Se trata de un archivo “Excel” con varias pestañas (hojas de cálculo), una con las coordenadas UTM de las parcelas, y una hoja para los resultados de cada una de las parcelas durante todos los años de seguimiento.

La siguiente tabla resume los resultados de los años de seguimiento incluido el año 2022:

Parcela	Longitud (m)	Nº puntos	Presencia (%)					Reproductores (n)				
			2018	2019	2020	2021	2022	2018	2019	2020	2021	2022
leoalp_her1	30	750	4.8	4.8	5.33	5.2	6.27	39	53	42	47	57
leoalp_her3	23	575	26.4	26.4	33.4	33.9	32.2	147	214	150	195	297
leoalp_her4	26	650	-	-	35.2	38.8	40.2	-	369	245	209	412

Tabla 1. 12 Resumen parcelas y resultados del seguimiento de *Leontopodium alpinum* en el Mirador de la Herradura

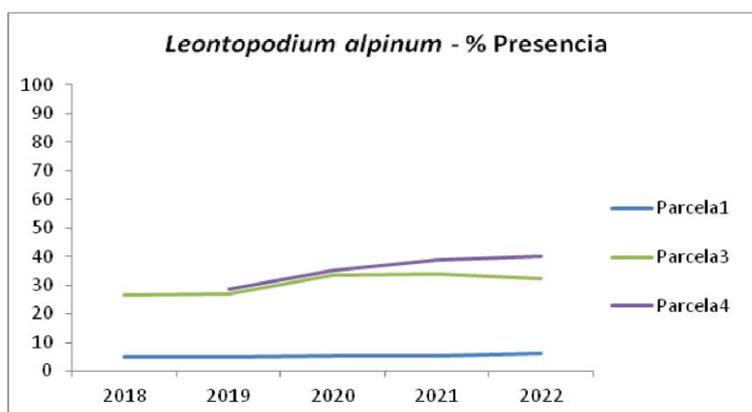


Gráfico 1.12 Presencia de *Leontopodium alpinum* en las parcelas de seguimiento en el Mirador de la Herradura

En general, se observa una dinámica estable. Sin embargo, todavía la colección de datos es muy pequeña como para sacar conclusiones sólidas de la tendencia de esta población.

1.5.6 Seguimiento de *Cypripedium calceolus*

Se incluyen los resultados de las 3 localidades de seguimiento.

	<i>Cypripedium calceolus</i>			
	fecha	Vegetativos	Reproductores	Total
As Fuens	08/06/2022	58	13	71
Cotatuero_Parcela 1	09/06/2022	39	2	41
Cotatuero_Parcela 2	09/06/2022	24	2	26
Soaso	09/06/2022	1		
Soaso	07/07/2022	2		

Tabla 1. 13 Resumen de los resultados del seguimiento de las tres localidades de *Cypripedium calceolus* en 2022.

La siguiente tabla muestra los resultados del seguimiento en la localidad de As Fuens durante los cuatro años de seguimiento realizados por este equipo:

Año	Vegetativos (n)	Reproductores (n)	total individuos
2018	6	4	10
2019	26	34	60
2020	26	5	31
2021	37	9	46
2022	58	13	71

Tabla 1. 14 Resultados del seguimiento de *Cypripedium calceolus* en la localidad de As Fuens en 2022.

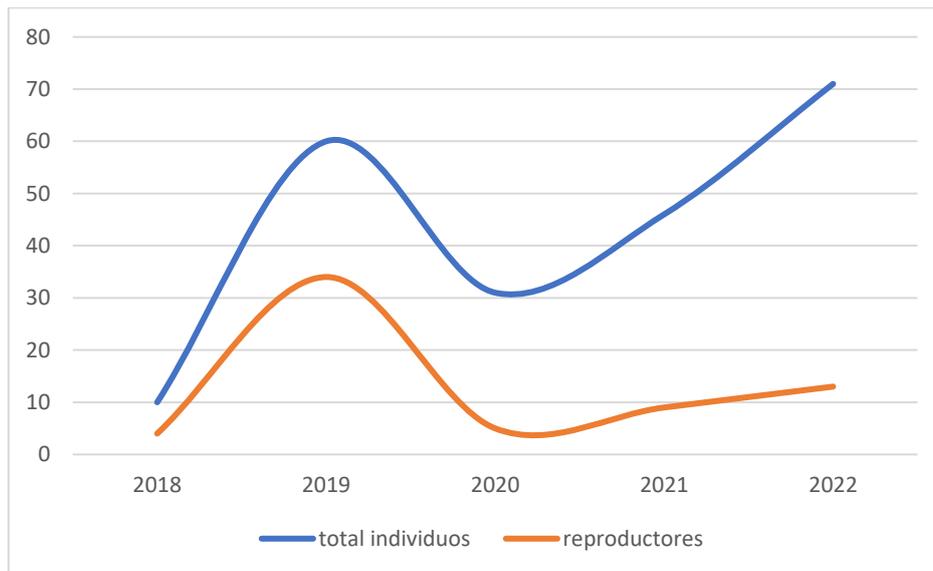


Gráfico 1.13 Presencia de *Leontopodium alpinum* en las parcelas de seguimiento en el Mirador de la Herradura

Se observan signos de herbivoría en las localidades de Cotatuero y As Fuens. Atendiendo a los resultados obtenidos en las tres localidades de seguimiento de estos anteriores, resulta muy llamativa la variación interanual en cada una de ellas. Puede deberse a la entrada de ganado vacuno y por lo tanto la herbivoría. Sin embargo, en Soaso, quizá pueda deberse a la acusada sequía sufrida durante 2022, con una escasez de precipitaciones y temperaturas muy altas durante la primavera y el verano.

1.5.7 Seguimiento del HIC 9430 Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata*

En el Anexo I.22 (fichas de campo y resultados), Capítulo 1, se incluyen los resultados del seguimiento de los transectos definidos en 2017 para el seguimiento de *Pinus uncinata*. Se trata de un archivo "Excel" con varias hojas de cálculo, una con las coordenadas UTM de las parcelas y una hoja para los resultados de cada una de las parcelas durante los dos años de seguimiento.

La siguiente tabla resume los resultados de los dos años de seguimiento incluido el año 2022:

	ÁREA SOTOBOSQUE DENSO		ÁREA SOTOBOSQUE ACLARADO	
	2017	2022	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	6,6	5,8	4	5,2
Compuesta	0,6	0,2	1,8	1,2
Gramínea	21,8	18	39,8	34,6
Materia orgánica	13,6	13,6	20	23,6
Piedra	3,4	2	21,8	20
<i>Pinus uncinata</i>	15,4	16,4	0,8	2,4
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	32	33,8	3,2	4
<i>Vaccinium myrtillus</i>	5,6	9,6	5,8	7,6
Resto	1	0,6	2	1

Tabla 1. 15. Resumen de los resultados (en %) del seguimiento en las dos zonas de estudio para observar la evolución del HIC9430 intervenido en una acción de control forestal de incendios.

Estos resultados pueden observarse de forma más gráfica en los siguientes diagramas de barras acumuladas.

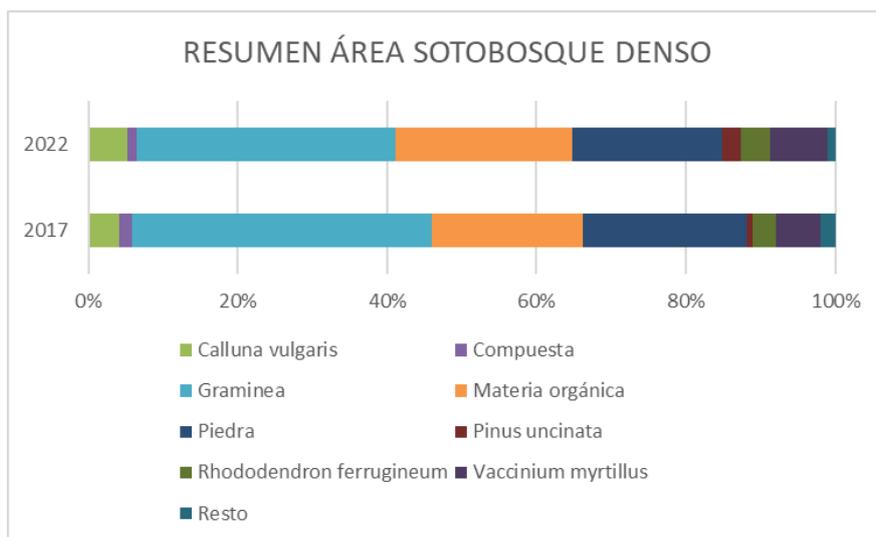


Gráfico 1. 14 Resumen de los resultados en los seguimientos de los dos años. Los datos aúnan todos los transectos de la zona con sotobosque más denso.

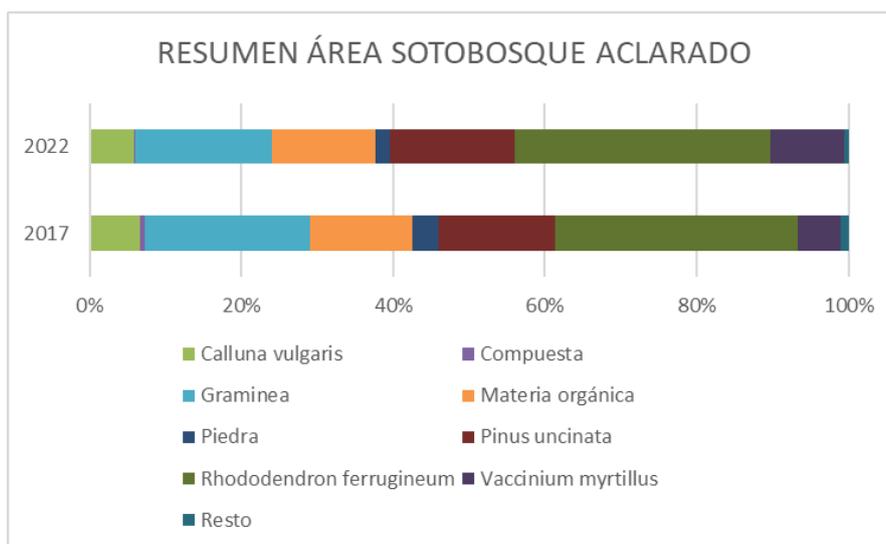
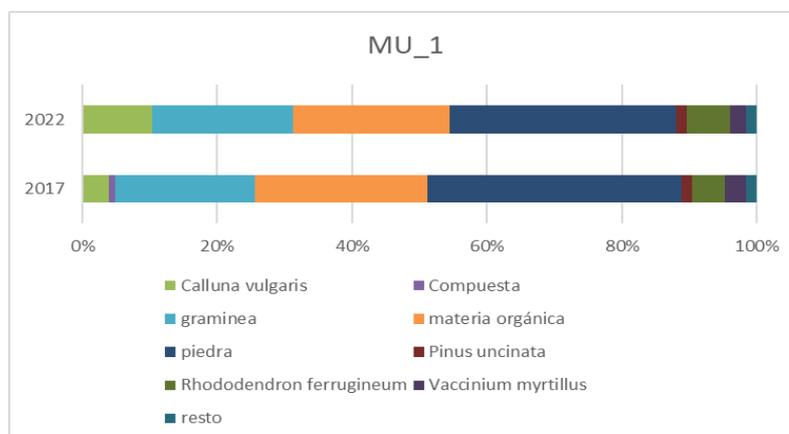


Gráfico 1. 15 Resumen de los resultados en los seguimientos de los dos años. Los datos aúnan todos los transectos de la zona con sotobosque más aclarado.

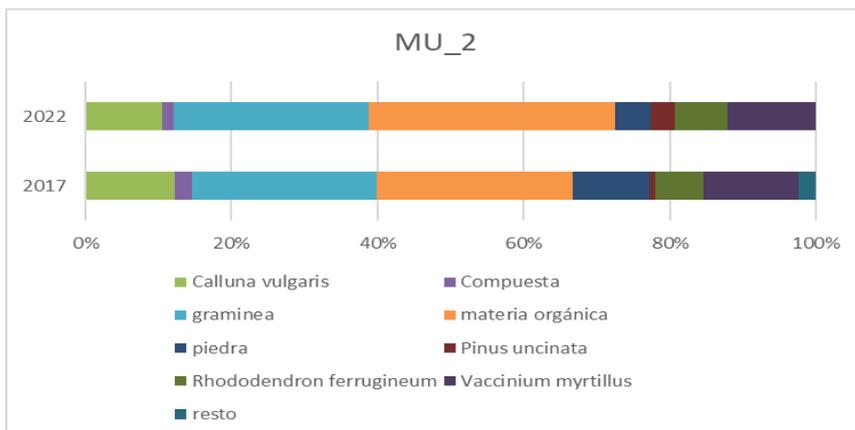
En términos generales y, considerando el sesgo de tomar el resultado conjunto de los transectos sin tener en cuenta las particularidades de cada uno, observamos como en la zona con sotobosque más aclarado la proporción de “gramíneas” es mucho mayor destacando también otros elementos como piedras y materia orgánica, escaseando otro tipo de coberturas como *Rhododendron ferrugineum* y *Pinus uncinata*. La proporción de *Vaccinium myrtillus*, sin embargo, es bastante similar entre ambas zonas.

Pero para verlo más en detalle, a continuación, se incluyen los resultados por transectos. Como todavía la colección de datos generada se corresponde tan sólo con 2 años, no se pueden sacar conclusiones sobre tendencias. El próximo seguimiento contemplará si los cambios observados se van manteniendo en el tiempo.

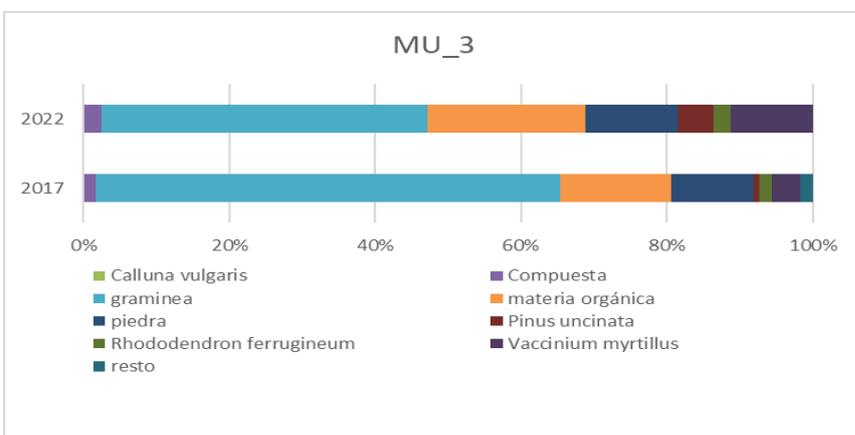
MU_1	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	4	10,4
Compuesta	0,8	0
gramínea	20,8	20,8
materia orgánica	25,6	23,2
piedra	37,6	33,6
<i>Pinus uncinata</i>	1,6	1,6
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	4,8	6,4
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3,2	2,4
resto	1,6	1,6



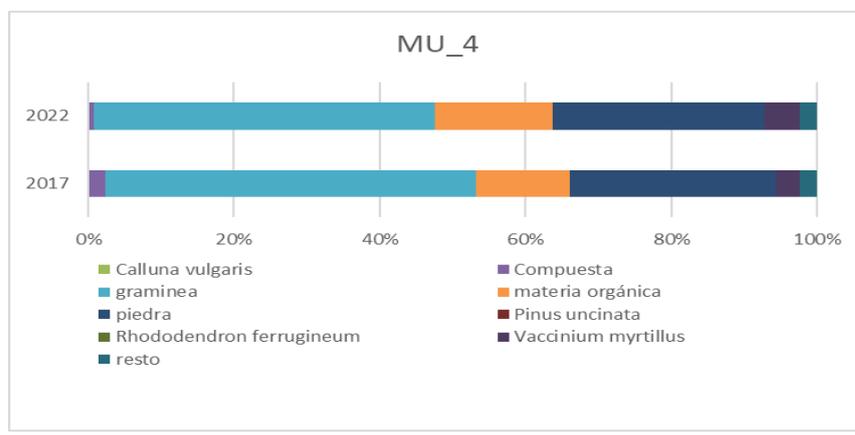
MU_2	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	12	10,4
Compuesta	2,4	1,6
gramínea	24,8	26,4
materia orgánica	26,4	33,6
pedra	10,4	4,8
<i>Pinus uncinata</i>	0,8	3,2
<i>Rhododendron ferrugineum</i>		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	12,8	12
resto	2,4	0



MU_3	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0
Compuesta	1,6	2,4
gramínea	63,2	44,8
materia orgánica	15,2	21,6
pedra	11,2	12,8
<i>Pinus uncinata</i>	0,8	4,8
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	1,6	2,4
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	11,2
resto	1,6	0

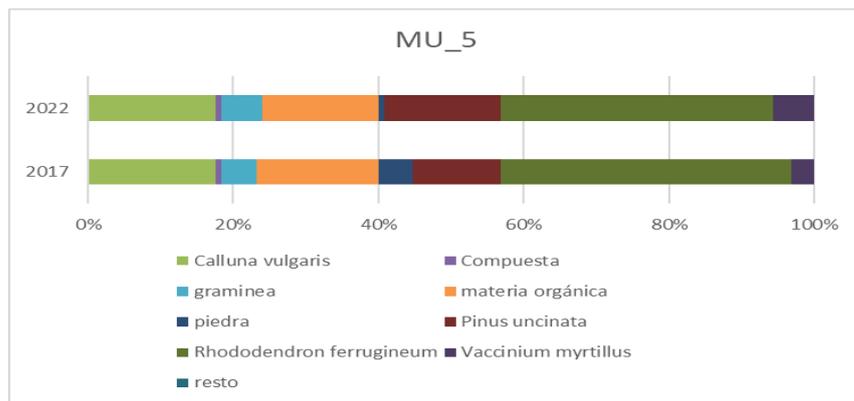


MU_4	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0
Compuesta	2,4	0,8
gramínea	50,4	46,4
materia orgánica	12,8	16
pedra	28	28,8
<i>Pinus uncinata</i>	0	0
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	0	0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3,2	4,8
resto	2,4	2,4

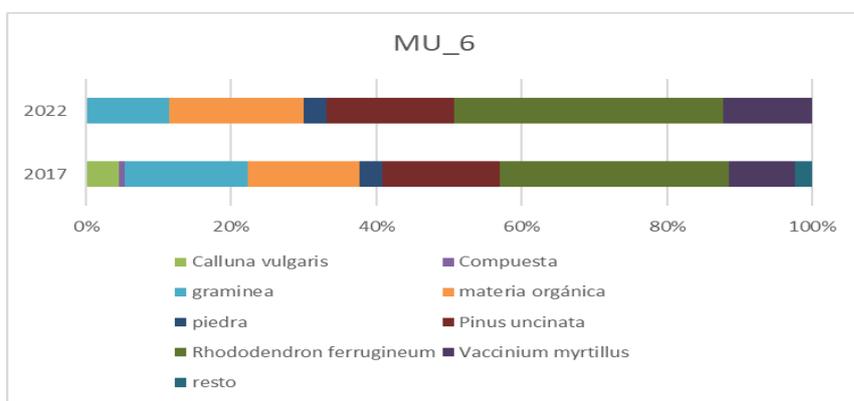


En general, en los transectos ubicados en la zona intervenida con un sotobosque más abierto, se observa que aumenta el porcentaje de *P. uncinata* así como de ericáceas asociadas a él y de *Rhododendron ferrugineum*, debido a una mayor disponibilidad de luz tras las podas realizadas.

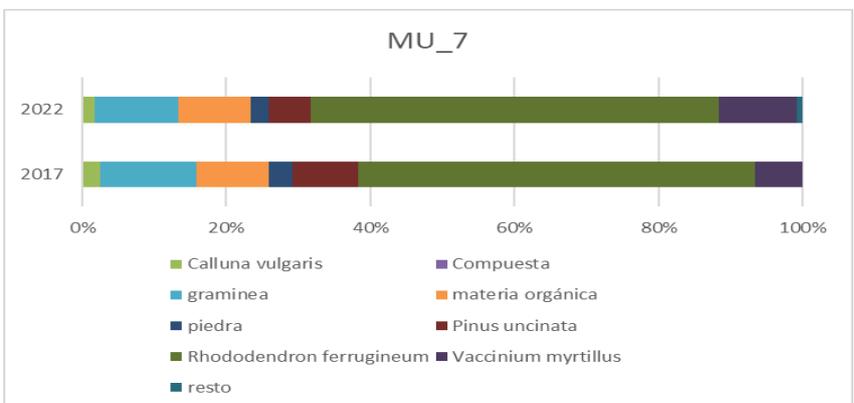
MU_5	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	22	22
Compuesta	1	1
gramínea	6	7
materia orgánica	21	20
piedra	6	1
<i>Pinus uncinata</i>	15	20
<i>Rhododendron</i>	50	47
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	7
resto	0	0



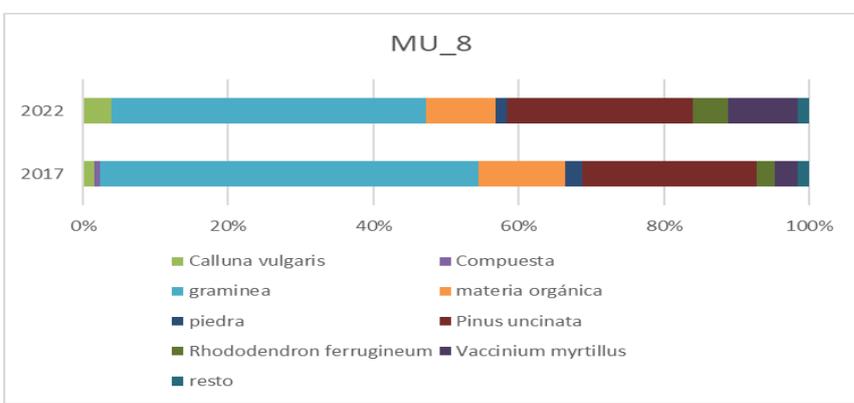
MU_6	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	6	0
Compuesta	1	0
gramínea	22	15
materia orgánica	20	24
piedra	4	4
<i>Pinus uncinata</i>	21	23
<i>Rhododendron</i>	41	48
<i>Vaccinium myrtillus</i>	12	16
resto	3	0



MU_7	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	3	2
Compuesta	0	0
gramínea	16	14
materia orgánica	12	12
piedra	4	3
<i>Pinus uncinata</i>	11	7
<i>Rhododendron</i>	66	68
<i>Vaccinium myrtillus</i>	8	13
resto	0	1



MU_8	2017	2022
<i>Calluna vulgaris</i>	2	5
Compuesta	1	0
gramínea	65	54
materia orgánica	15	12
piedra	3	2
<i>Pinus uncinata</i>	30	32
<i>Rhododendron</i>	3	6
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	12
resto	2	2



En general, en los transectos ubicados en la zona intervenida con un sotobosque más denso, se observa que aumenta sensiblemente el porcentaje de *P. uncinata* así como de ericáceas asociadas a él y de *Rhododendron ferruginum*, debido a una mayor disponibilidad de luz tras los tratamientos forestales realizados.

Con tan sólo dos años de seguimiento es difícil establecer tendencias, pero como norma general se observa que aumenta la presencia de especies leñosas, tanto de arbustos de bajo porte característicos del sotobosque como *Rhododendron ferrugineum* o *Vaccinium myrtillus* y también, aunque en menor proporción, ejemplares de *Pinus uncinata*. Y se observa un claro descenso de la proporción de gramíneas y compuestas, debido al crecimiento de la orla de sotobosque.

1.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Se continúa generando información que permite obtener información de la tendencia de las especies monitorizadas gracias al seguimiento a largo plazo.

En general todavía se cuenta con series de datos pequeñas que apuntan a ciertas tendencias, en general estables, pero se trata de información preliminar.

Las poblaciones de *Carex bicolor* muestran una tendencia en dirección contraria. La población de Carriata muestra cierta tendencia negativa, mientras que la de Faixa Luenga es más estable. La tendencia de sus acompañantes es estable y no se observan cambios en ninguno de los ecosistemas, no hay evidencias de perturbaciones en el régimen hídrico.

Por su parte, la población de *Vicia argentea* y *Carduus carlinoides* en la glera de Mondarruego es muy estable a la vista de los resultados del seguimiento. Se ha observado un fuerte descenso en el número de reproductores, pero se cree que puede deberse a la falta de detectabilidad, tanto por lo avanzado de las fechas como por la herbivoría.

En relación con la población de *Callitriche palustris* de Faixa Luenga, la distribución es la misma que los dos años anteriores, si bien vuelve a no observarse presencia de agua durante el verano.

En el caso de esta especie, sería necesario invertir esfuerzo para determinar su distribución, que posiblemente sea más amplia.

Con este ya son cuatro los años de seguimiento de *Carex ferruginea* en las tres parcelas que se delimitaron en los distintos ambientes que ocupa. Se ha comprobado que la recolocación de la parcela es complicada. Este año se ha repetido el censo para poder calcular el error de muestreo y tenerlo en cuenta en el análisis de los datos.

Aunque la batería de datos de *Leontopodium alpinum*, continúa siendo corta, se apunta a una tendencia estable.

Este año 2022, se ha repetido el seguimiento de *Cypripedium calceolus* en la localidad de As Fuens y se ha retomado por este equipo el de las otras dos localidades conocidas en el Parque Nacional. Se observa alta variabilidad en el número de individuos anualmente en las tres localidades, atribuible en parte, al alto índice de herbivoría observado.

Este año se ha procedido a la realización del segundo muestreo de estudio de la evolución de las masas de *Pinus uncinata* en el barranco de Diazas. Con tan sólo dos años de seguimiento es difícil establecer tendencias, pero como norma general se observa que aumenta la presencia de especies leñosas, tanto de arbustos de bajo porte característicos del sotobosque como *Rhododendron ferrugineum* o *Vaccinium myrtillus* y también, aunque en menor proporción, ejemplares de *Pinus uncinata*. Se observa un claro descenso de la proporción de gramíneas y compuestas, debido al crecimiento de la orla de sotobosque.

Se pone de manifiesto, una vez más, la importancia de obtener las bases para poder aplicar medidas de gestión a través del conocimiento de la distribución de las especies y de sus dinámicas poblacionales.

1.7 REFERENCIAS

- Benito, J.L. 2003. Las comunidades con *Carex bicolor* All. del Pirineo. *Acta Botánica Barcinoniense*, 49, 229-243.
- Benito, J.L. 2006. *Catálogo florístico del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Sobrarbe, Pirineo central aragonés*. Fundació Pública Institut d'Estudis Ilerdencs. Diputació de Lleida.
- Benito, J.L. 2010. Novedades y correcciones para la flora y la vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Flora Montiberica*, 46, 3-12 (X-2010).
- Benito, J.L. 2018. *Mapa de vegetación actual, a escala 1:10000, del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica de protección*. Serie técnica. Organismo Autónomo Parque Nacionales, Ministerio para la Transición Ecológica.
- Benito, J.L., Guzmán, D. y Goñi, D. 2000. *Estudio y medidas de gestión de la flora amenazada del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Larre, S.C. y Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Jaca.
- Camarero, J.J. & Gutiérrez, E. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climatic Change*, 63, 181-200.
- Carreras, J., Carrillo, E., Masalles, R.M., Ninot, J. M., Soriano, I. & Vigo, J. 1996. Delimitation of the supra-forest zone in the Catalan Pyrenees. *Bulletin de la Société Linnéenne de Provence*, 47, 27-36.
- García, M.B., Alados, C.L., Antor, R., Benito Alonso, J.L., Camarero, J.J., Carmena, F., Errea, P., Fillat, F., García-González, R., García-Ruiz, J.M., Gartzia, M., Gómez García, D., Gómez, I., González-Sampéiz, P., Gutiérrez, E. Jiménez, J.J., López-Moreno, J.I., Mata, P., Moreno, A., Montserrat, P., Nucho, P., Pardo, I., Revuelto, J., Rieradeval, M.I., Sáiz, H., Tejero, P., Vicente-Serrano, S., Villagrasa, E., Villar, I., Valero-Garcés, B. 2016. Integrando escalas y métodos LTER para comprender la dinámica global de un espacio protegido de montaña: el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Ecosistemas*, 25(1): 19-30. <http://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-1.04>

Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. (2015). *Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica de protección*. BOA de 8 de febrero de 2022 (RD 16/2022).

1.8 BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

Abadía, P., Jarne, M. y Villaespesa, F. 2020-2021. Seguimiento de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Memorias: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Abadía, P., Jarne, M. y Villagrasa, E. 2010-2019. *Seguimiento de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Memorias: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

García, M. B., Sanz, G., López, S., Tejero, P., Silva, J. L., Pardo I., Pizarro, M., Gómez, D., Fabregat, C., García-González, R. y Guzmán, D. 2019. *Manual de seguimiento para especies de flora de interés comunitario*. Gobierno de Aragón.

Goñi, D. 2009. *Carex bicolor* All. En Á. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, y S. Ortiz (Eds.). (2009). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008* (pp 26-27). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino – Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.

Goñi, D., García M. B., y Guzmán, D. 2006. Métodos para el censo y seguimiento de plantas rupícolas amenazadas. *Pirineos*, 161, 33–58 <https://doi.org/10.3989/pirineos.2006.v161.2>

Goñi, D. y Guzmán D. 2019. *Manual de seguimiento de hábitats de interés comunitario*. Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE) y Gobierno de Aragón. 2020. *Atlas de Flora de Aragón*. <http://floragon.ipe.csic.es/>

- Instituto Pirenaico de Ecología (IPE) 2020. *Atlas de flora del Pirineo*.
<http://florapirineos.ipe.csic.es/>
- Keller, R. & Vittoz, P. 2014. Clonal growth and demography of a hemicryptophyte alpine plant: *Leontopodium alpinum* Cassini. *Alpine Botany*. 125, 31-40.
<https://doi.org/10.1007/s00035-014-0142-y>
- Luceño, M. 1994. *Monografía del género Carex en la Península Ibérica e Islas Baleares*. Real Jardín Botánico, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Madrid
- Villar, L., Sesé, J.A., Ferrández, J.V. 1997 y 2001. *Atlas de la Flora del Pirineo Aragonés*, 2 vols. Instituto de Estudios Altoaragoneses-Consejo de Protección de la Naturaleza
- VV.AA. 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

CAPÍTULO 2.- SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PNOMP.

PROPUESTA RB-24020

Memoria final 2022



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN



SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PNOMP

Memoria final 2022

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor, Doctor en Biología. Dirección y revisión del informe.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Coordinación y revisión del informe.

Fernando Carmena Flores. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Pilar Jimeno Bravo. Técnico 2. Tratamiento cartográfico y revisión del informe

Personal colaborador

PNOMP. Gobierno de Aragón.

Isabel Álvarez. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Javier Barrio. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

PNOMP. SARGA

María Jarne. Técnico 2. Trabajo de campo.

Blai Andrés. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Javier Sanz. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Pablo Monroy. Técnico 2. Trabajo de campo.

OTROS

Fernando Jubete. Trabajo de campo.

Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Carmena, F., & Villaespesa, F. 2022. Seguimiento de invertebrados de interés comunitario en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

CONTENIDOS

2.1 RESUMEN.....	90
2.2 INTRODUCCIÓN	92
2.3 LAS ESPECIES	93
2.3.1 <i>Mariposa isabelina (Actias isabelae)</i>	93
2.3.2 <i>Escarabajo eremita (Osmoderma eremita)</i>	97
2.3.3 <i>Rosalía (Rosalía alpina)</i>	103
2.3.4 <i>Hormiguera de lunares (Phengaris arion)</i>	105
2.3.5 <i>Mariposa apolo (Parnassius apollo)</i>	107
2.3.6 <i>Mnemosyne (Parnassius mnemosyne)</i>	110
2.4 METODOLOGÍAS	112
2.4.1 <i>Actias isabelae</i>	112
2.4.2 <i>Osmoderma eremita</i>	115
2.4.3 <i>Rosalía (Rosalía alpina)</i>	119
2.4.4 <i>Hormiguera de lunares (Phengaris arion)</i>	124
2.4.5 <i>Mariposa apolo (Parnassius apollo)</i>	124
2.4.6 <i>Mnemosyne (Parnassius mnemosyne)</i>	125
2.5 RESULTADOS.....	125
2.5.1 <i>Actias isabelae</i>	125
2.5.2 <i>Osmoderma eremita</i>	132

2.4.3	<i>Rosalía (Rosalía alpina)</i>	138
2.4.4	<i>Hormiguera de lunares (Phengaris arion)</i>	147
2.4.5	<i>Mariposa apolo (Parnassius apollo)</i>	150
2.4.6	<i>Mnemosyne (Parnassius mnemosyne)</i>	161
2.6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	162
2.7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	168

2.1 RESUMEN

En 2022 se han realizado los trabajos de campo encaminados a monitorizar las poblaciones de dos especies de invertebrados de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE), la mariposa isabelina (*Actias isabelae*) y el escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*).

Durante la primavera, desde principios de mayo hasta mediados de junio, se realizaron una serie de muestreos de mariposa isabelina para comprobar la presencia y abundancia de la especie en varias localidades. Para el seguimiento de la mariposa isabelina se probaron dos metodologías distintas, por un lado, en esta temporada 2022 se muestrearon mediante el uso de feromona sintética las dos localidades que quedaron pendientes de muestrear en las dos temporadas anteriores, completando de esta manera la red de muestreo de la especie en el PNOMP y alrededores, diseñada en 2010 por Vila y Marí-Mena.

Por otro lado se ha testado una metodología de seguimiento alternativa al uso de la feromona sintética. Esta metodología está basada en la utilización de trampas de luz. Se ha probado la eficacia de las luces **LepiLed** (diseñadas específicamente para estudios con lepidópteros) en la detección de la mariposa isabelina. Para ello, se han realizado una serie de muestreos en el Parador de Ordesa que van a permitir calcular la detectabilidad y capturabilidad que presenta la especie, de cara a poder definir las características que tiene que presentar el muestreo para realizar un seguimiento a largo plazo de la especie.

Actias isabelae fue detectada en las dos localidades que quedaban pendientes de muestrear con feromona sintética con un total de 37 individuos capturados. La eficacia del uso de la feromona sintética se puso de manifiesto incluso usando viales antiguos, que habían sido usados repetidamente ya y que habían permanecido congelados durante más de 10 años.

Los muestreos con el uso de luces como atrayentes también ofrecieron resultados muy positivos, con 6 de 7 resultados positivos en la detección de la especie y 20 ejemplares capturados, confirmando la eficacia y eficiencia también de este tipo de metodologías.

Osmoderma eremita, en cambio, no pudo ser localizado en los diferentes muestreos que se llevaron a cabo usando feromona artificial en el valle de Ordesa, que es una de las localidades históricas donde se conoce la presencia de esta especie en el Parque, además, en esta temporada, se usó una feromona que es más pura que la usada en años anteriores y que, en teoría es más eficiente en la detección de esta especie.

Los muestreos se centraron este año en los parajes Lañas y en el bosque de Turieto y se realizaron durante los meses de verano, coincidiendo con la presencia de los individuos adultos. El esfuerzo de muestreo fue de 728 jornadas-trampa y no permitió capturar, ningún ejemplar de escarabajo eremita.

Por otro lado se han continuado las acciones de seguimiento con la especie *Rosalia alpina* iniciadas en el Parque en 2019. Se ha testado la eficacia de la metodología propuesta para el seguimiento de la especie, basada en prospecciones múltiples dirigidas a la localización imagos de la especie sobre sus hábitats característicos. Los muestreos de este año se han centrado en el valle de Ordesa, en el paraje conocido como Lañas y han permitido la detección de 18 individuos.

Con los lepidópteros hormiguera de lunares, mariposa apolo y blanca de Asso o mariposa mnemosine también se han iniciado una serie de trabajos de conservación. Estos trabajos iniciales se han centrado en el muestreo de sus localidades conocidas en el Parque y su entorno y en el cartografiado de la distribución de las plantas nutricias de las especies.

Los trabajos con la hormiguera de lunares se han realizado en el valle de Escuaín, entre los núcleos urbanos de Lamiana y Rebilla. Los trabajos con mariposa apolo se han localizado entre la localidad de Nerín y la cabecera del Barranco Pardina y los muestreos de mnemosine se han centrado en los valles de Bujaruelo y Pineta.

2.2 INTRODUCCIÓN

En 2019 se redactaron las bases técnicas para la monitorización a largo plazo de dos de las especies identificadas como prioritarias a nivel comunitario: el coleóptero saproxílico *Osmoderma eremita* y el lepidóptero *Actias isabelae*. El objetivo de estas bases era el de recopilar las metodologías de seguimiento existentes, seleccionar la más eficiente y establecer un protocolo de seguimiento óptimo que permitiera detectar variaciones significativas de su distribución (Antor, R. & Villagrasa, E. 2019. *Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias: Osmoderma eremita y Actias isabelae. Año 2019. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito*).

La comparativa entre los diferentes métodos de muestreo sugiere el de la utilización de feromonas sintéticas como el más eficaz para el seguimiento de ambas especies. La identificación de la feromona tanto de *Actias isabelae* (Millar, 2010) como de *Osmoderma eremita* y el desarrollo de un método para su síntesis, ha supuesto una mejora en la eficiencia del seguimiento de estas especies con respecto a los métodos tradicionales de muestreo (trampas de luz, utilización de hembras vírgenes...).

La información disponible sobre *Actias isabelae*, aunque ha mejorado en los últimos años gracias al trabajo de varios investigadores, sigue siendo escasa e insuficiente para poder valorar adecuadamente su estado de conservación. Este hecho, junto con su carácter endémico y su presencia en el Parque, nos ha animado a proponer un programa de seguimiento de la especie, que confiamos que pueda ir extendiéndose a otros lugares de Aragón donde también está presente, con la idea de que pueda monitorizarse su estado de conservación en todo el territorio aragonés.

Por otro lado, la información referente a *Osmoderma eremita* es muy escasa y se concentra sobre todo en aquellas zonas que han sido muestreadas de una forma más intensa, como en el caso del valle de la Guarguera en el prepirineo aragonés con numerosas citas de la especie. Quizás el desconocimiento de estas poblaciones y de la propia especie por la sociedad sea una de sus principales amenazas ya que sus hábitats pueden verse transformados y destruidos en cualquier momento y por múltiples causas (talas y podas indiscriminadas, incendios, muchos ejemplares de árboles centenarios en fincas privadas...).

Un aspecto importante en las tareas de seguimiento ecológico a largo plazo es la estimación de la detectabilidad de la especie objetivo, que permite estimar la densidad o la ocupación real (MacKenzie et al. 2002, 2006). La elección de la variable de estado es también un aspecto decisivo por el elevado costo en recursos que puede tener el seguimiento de determinadas especies animales si consideramos la abundancia (Noon et al., 2012). Por este motivo se propone el seguimiento mediante datos de presencia-ausencia para estimar la ocupación.

En la temporada 2022 se han puesto en marcha los muestreos de campo de dos especies identificadas como prioritarias, la mariposa isabelina y el escarabajo eremita; en el presente capítulo se describen los resultados de dichos trabajos.

Además, se han continuado los trabajos de seguimiento con otras especies de invertebrados, este es el caso de *Rosalia alpina*, que cumple su cuarta temporada y se han iniciado otros trabajos, con tres especies más de lepidópteros, la hormiguera de lunares (*Ph.arion*) la mariposa apolo (*P.apolo*) y la mariposa mnemosyne (*P.nemosyne*). En estos casos, los trabajos se han centrado en inventariar la presencia de plantas huéspedes en los distintos hábitats que ocupan estas especies en el Parque Nacional y zonas aledañas.

2.3 LAS ESPECIES

2.3.1 La mariposa isabelina (*Actias isabelae*)

La mariposa isabelina (*Actias isabelae*, Graells 1849) es posiblemente, una de las mariposas más bellas presentes en la fauna ibérica. Es prácticamente un endemismo ibérico, si bien existe también alguna población en el sur de los Alpes franceses, aunque su principal población se concentra en España. También es conocida como *la Graellsia* en claro homenaje a su descubridor, Don Mariano de la Paz Policarpo Graells Agüera (1809-1898).

Este saturnido está considerado como una especie de interés comunitario y fue incluida en los anexos II y V de la directiva hábitat (Directiva 92/43/CE y D. 97/62/CE) por lo que,

en base al artículo 17 de dicha directiva, resulta obligatorio informar a Europa cada seis años sobre el estado y evolución de sus poblaciones.

También se encuentra incluida en el anexo III del Convenio de Berna, en el Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (R.D. 139/2011, de 4 de Febrero) y en el Listado Aragonés de Especies en Régimen de Protección Especial (Decreto 129/2022). La UICN no ha podido valorar su estado de conservación a consecuencia de disponer de datos insuficientes.



Fotografía 2.1 Mariposas isabelinas (*Actias isabellae*). Hembra

La mariposa isabelina es una especie montana, ligada a bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y/o laricio (*Pinus nigra salzmannii*). Sus orugas se alimentan de las hojas de los pinos. Llegan a sufrir hasta cinco mudas, antes de formar la crisálida. Los adultos emergen desde el mes de mayo a julio (pico de actividad en el mes de junio) y tienen una vida bastante efímera; ni siquiera se alimentan, simplemente viven los días necesarios para reproducirse y completar de esa manera su ciclo vital.

Los huevos de esta especie son esféricos y ligeramente aplanados, de color pardo verdoso; son depositados en pequeños grupos, de 6 a 10 unidades por lo general, en la base de las acículas o en pequeñas ramitas de los pinos. Las orugas tras su nacimiento experimentan un total de cuatro mudas de piel, pasando por cinco estadios. Presentan distintas coloraciones, todas ellas crípticas; empiezan siendo muy negras y luego se van volviendo pardo-grisáceas hasta la última muda, en la que presentan unos vivos colores verdes, rojizos y blancos. Se alimentan todas ellas de las acículas de los pinos, que comen desde la punta hacia la base y llegan a alcanzar un tamaño máximo de unos ochenta milímetros y un peso próximo a los seis gramos. La duración media del estado larvario es de cuarenta y cinco días. Están presentes desde primeros de junio hasta finales de agosto, dependiendo del clima, sobre todo de la temperatura y la humedad.



Imagen 2.1 Ciclo vital de *Actias isabelae*. Ilustración: Fernando Carmena

Cuando alcanzan el tamaño máximo forman la crisálida, primero es verde translúcida y frágil; poco a poco la cutícula quitinosa se va endureciendo y adquiere el característico color castaño rojizo. El frío del invierno hace que la oruga entre en un estado de diapausa hasta la siguiente primavera.

La emergencia de los imagos tiene lugar entre mayo y junio (marzo-agosto). Los adultos no se alimentan ya que tienen la espiritrompa atrofiada. Sobreviven gracias a los azúcares y grasas que han acumulado durante su fase larvaria, y que tienen almacenados en su abdomen. Los adultos viven cinco o seis días (2-15 días) en el caso de los machos y ocho o nueve días (3-16) si son hembras. Si las temperaturas son frescas, viven un poco más que a altas temperaturas.

Estas mariposas presentan una alta capacidad de vuelo; los machos llegan a desplazarse decenas de kilómetros, con un vuelo ágil y rápido, en el que las largas y anchas colas actúan como timones y estabilizadores. Las hembras se desplazan menos que los machos y emiten una feromona con la que atraen a los machos que pueden acudir desde distancias tan lejanas como tres kilómetros, gracias a la extrema sensibilidad que tienen sus antenas bipectinadas.



Fotografía 2.2 Hembra de *Actias isabellae*.

La especie tiene multitud de depredadores, tanto de las crisálidas, que se entierran entre la pizarra del suelo, donde son presas del jabalí, tejón, ardillas, martas, garduñas y gatos monteses como los imagos, que son buscados por quirópteros y aves como el chotacabras.

Se han identificado hasta seis grupos genéticos (Sistema Ibérico, Central, Bético, Pirineos Occidentales y Orientales y Alpes Franceses) y cinco subespecies (*Mari-Mena et al., 2016*):

- *A. isabelae isabelae* (Sistema Ibérico y Central)
- *A. isabelae ceballosi* (Sistema Bético)
- *A. isabelae paradisea* (Pirineos orientales)
- *A. isabelae roncalensis* (Pirineos occidentales-centrales)
- *A. isabelae galliegloria* (Alpes franceses)

2.3.1 El escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*)

El escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*) Scopoli, 1763 es una especie de coleóptero saproxílico perteneciente a la familia Cetoniidae que vive asociado a troncos de árboles maduros de quejigos (*Quercus gr. cerrioides*) y hayas (*Fagus sylvatica*).



Mapa 2.1 Área de distribución de *Osmoderma eremita* en Europa (Fuente IUCN)

Según la IUCN es una especie que se encuentra Casi Amenazada (Near Threatened, 2010) a nivel global señalando que en la actualidad posiblemente ocupa una extensión inferior a 2.000 km² en su área de distribución original, que se corresponde con el oeste de Europa (Mapa 2.1). En España, la IUCN considera que su estado es Vulnerable (VU B1ab).



Fotografía 2.3 Adulto hembra de *Osmoderma eremita*

El escarabajo eremita es una especie que depende exclusivamente de árboles viejos, que son escasos y muy localizados en el territorio (es un hábitat muy específico) y además presenta una baja capacidad de dispersión (menos de 200 metros) lo que puede provocar problemas de aislamiento y fragmentación de sus núcleos poblacionales; se considera que las poblaciones están severamente fragmentadas y en continuo declive (en número de individuos adultos) y la IUCN estima que el área ocupación se reducirá un 20% en los próximos 10 años.

Es una especie protegida, además de encontrarse amenazada, está incluida en el Apéndice II del Convenio de Berna como una especie estrictamente protegida y también aparece reflejada en los anexos II y IV de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), como especies de interés comunitario que requieren una protección estricta. En el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (D.129/2022) está considerada “Vulnerable”; en esta misma categoría se encuentra en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (R.D.139/2011).

Además es una especie que presenta carencias de información significativas, que impiden una valoración adecuada de su estado de conservación. Existen muy pocos datos sobre su distribución en la actualidad, posiblemente por insuficiencia de prospecciones. Sus requerimientos tan específicos de hábitat y microhábitat la convierten por otro lado en una especie indicadora y “paragüas” para la conservación de toda la comunidad de invertebrados saxofílicos asociados a oquedades (*Ranius et al., 2005*) y por ende del bosque en sí.

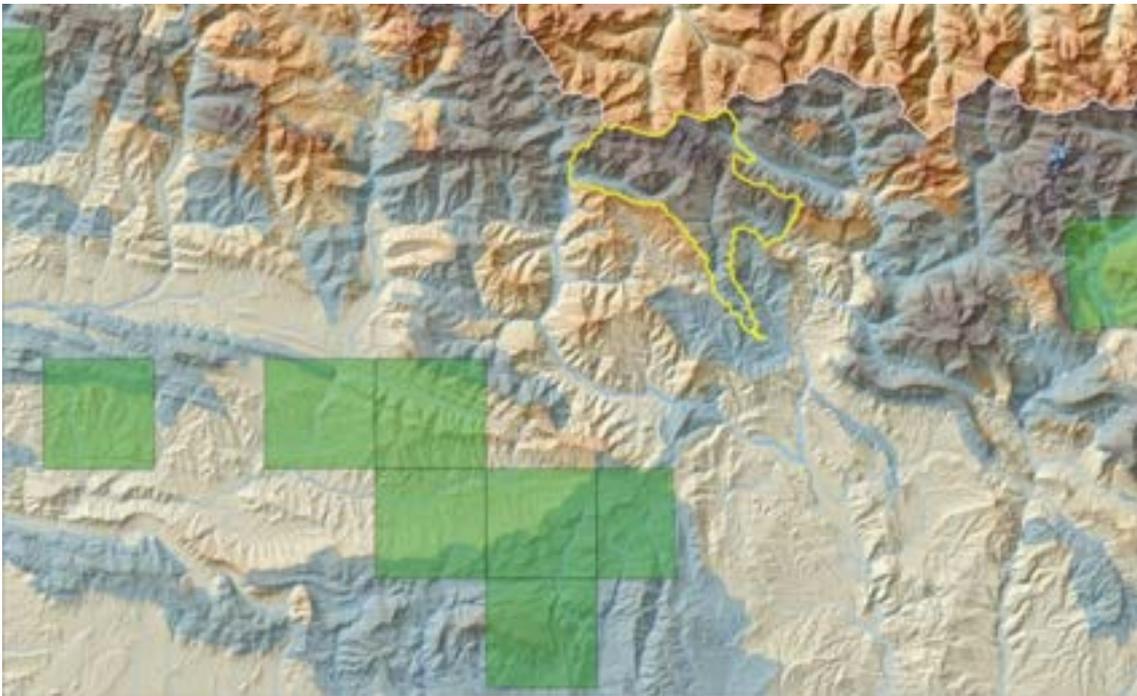
La principal amenaza para esta especie, además del aislamiento y fragmentación de sus poblaciones, la constituyen la retirada de árboles muertos en campañas de “limpieza de montes” junto con la desaparición de árboles centenarios por diferentes motivos. Los trasmoches tradicionales podrían haber favorecido la presencia de la especie, si bien es una actividad prácticamente abandonada en el medio rural y no debe ejercerse nunca sobre este tipo de árboles añejos.



Mapa 2.2 Distribución en España del escarabajo eremita. Extraída del Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados de España (especies Vulnerables)

En España es considerada una especie muy rara, habiéndose citado en unas 34 localidades (Mico, 2012), y si bien en los últimos años, se ha ido incrementando significativamente el número de localidades conocidas (prácticamente duplicado), sigue desconociéndose con precisión el estado actual de sus poblaciones en la península Ibérica.

Se considera que sus poblaciones mejor establecidas se localizan en los bosques húmedos de los Pirineos de la provincia de Huesca (Galante y Verdú, 1999). En algunas zonas montañosas del País Vasco y Navarra como la Sierra de Aralar (vertiente de Navarra) también existen núcleos poblacionales bien asentados de forma muy localizada en bosques maduros.



Mapa 2.3 Área de distribución de *Osmoderma eremita* (redibujado desde Micó et al., 2012). El límite del PNOMP se representa en amarillo y en sombreado azul la Red Natura 2000.

O. eremita se presenta en Aragón en dos áreas muy bien delimitadas; una situada en los valles interiores del Pirineo, sobre bosques de *Fagus sylvatica* L., y otra prepirenaica, sobre bosques de *Quercus* gr. Cerridoles. (Murría, 2004). En Aragón se conoce la presencia de la especie en al menos 22 localidades; algunas de ellas se encuentran dentro de LIC, como es el caso de Los Valles (ES2410001), los Valles-Sur (ES2410003), Sierra de los Valles, Aisa y Borau (ES2410057, Sierras de San Juan de la Peña y Peña

Oroel (ES2410061), San Juan de la Peña (ES2410004), Sierras de Santo Domingo y Caballera (ES2410064) Guara Norte (ES241005), La Guarguera (ES2410067), Silves (ES2410068), Río Ésera (ES2410046), Río Isábena (ES2410049), Sierra de Chía-Congosto de Seira (ES2410056) y Santa María de Ascaso (ES2410016).

En el valle de Ordesa (PNOMP, ES000016) existe una cita antigua de la especie, de hace más de 40 años si bien se desconoce su presencia reciente.



Fotografía 2.4 Ejemplares de *Osmoderma eremita* recolectados en Ordesa en 1979 (Colección del Museo Nacional de Ciencias Naturales; Fuente: J. de la Torre y J.M. Lobo. 2006.

<https://es.slideshare.net/jatorre/las-ides-y-sus-posibilidades-para-el-tratamiento-de-datos-biológicos-georeferenciados>.

En el año 2018 y en el marco de la propuesta de Seguimiento Ecológico del PNOMP se realizó un análisis multicriterio para priorizar las especies de fauna que debían ser objeto de seguimiento en el Parque (Antor, 2018). En base a dicho análisis, una de las especies prioritarias a monitorizar resultó ser el escarabajo eremita, es por ello, que se plantea el siguiente trabajo de muestreo para tratar de confirmar su presencia en el Parque en la actualidad.

Los ejemplares adultos son de color pardo oscuro, casi negro, con ligeros reflejos bronceados en la superficie dorsal. Miden entre 24 y 33 milímetros de longitud y entre 14 y 19 mm de anchura. Presentan un dimorfismo sexual bien marcado. El pronoto presenta dos crestas longitudinales que delimitan un surco mediano, ancho y bien delimitado, que desaparece bruscamente en el cuarto anterior. Las hembras son más ovales y menos convexas que los machos y el surco pronotal es menos acentuado.

Las especies arbóreas hospedantes de este cetónido incluyen viejos robles, hayas, plátanos de sombra, tilos, fresnos, sauces, abedules y árboles frutales como ciruelos, cerezos, perales y manzanos; e incluso plantas ornamentales como *Lonicera nipponica* (Tauzin 1994; Dajoz, 1999). Según estos autores, las larvas se desarrollan en el mantillo de madera dura de cavidades de árboles vivos o muertos.

Las larvas son saproxilófagas y viven durante varios años en el interior de troncos de árboles, alimentándose del “mulch” de madera muerta (un compost muy enriquecido, transformado y con cierto grado de humedad); sufrirán varias mudas hasta que construyen una pupa donde se forma la crisálida. De ellas emergen los individuos adultos de la especie.

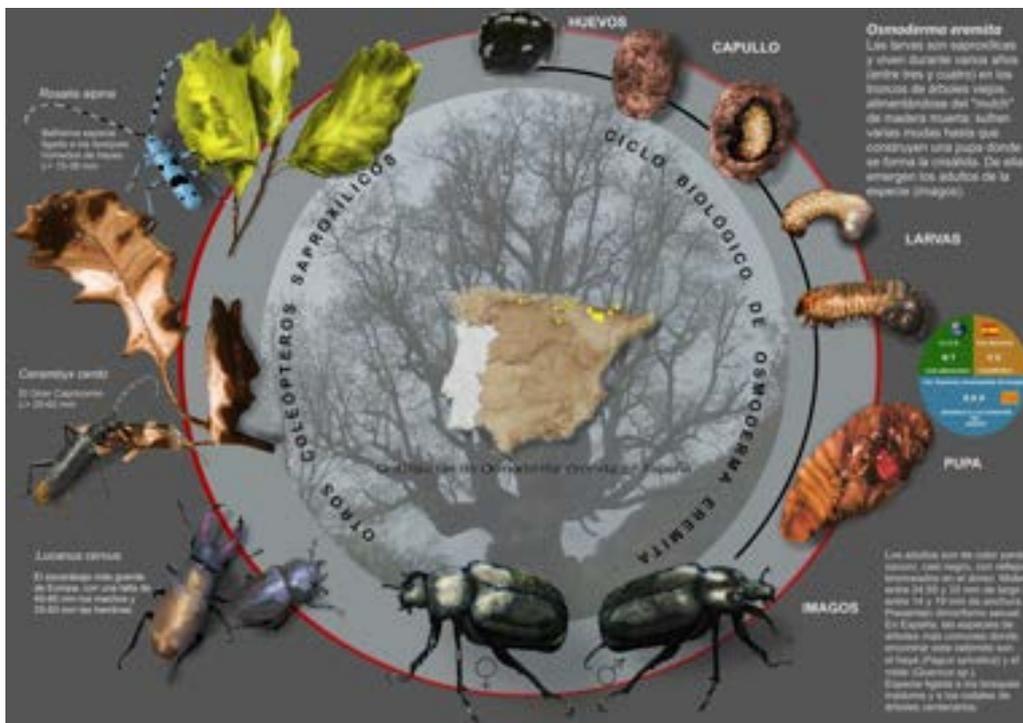


Imagen 2.2 Ciclo vital de Osmoderma eremita.

2.3.3 Rosalia (*Rosalia alpina*)

Rosalia alpina es un coleóptero cerambícido saproxilófago que vive asociado a la madera muerta, fundamentalmente de haya. Es una especie prioritaria para Europa que ha sido incluida en los anexos de la directiva hábitat II y IV y ha sido evaluada también por la IUCN siendo incluida en la categoría Vulnerable (criterio A1c). A su vez es una especie que a nivel nacional está presente en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (R.D.139/2011) así como también en el Listado Aragonés de Especies en Régimen de Protección Especial (D.129/2022).

Los imagos miden entre 15 y 35 mm de longitud, presentan un color azulado-grisáceo con un patrón muy variable de manchas negras. Las antenas son muy largas (mayores que la longitud del cuerpo y más largas en machos que en hembras). Los adultos emergen entre los meses de junio a septiembre.

Las larvas se alimentan de madera muerta de haya durante dos o tres años y la emergencia de los adultos se produce durante el periodo estival. Tras la cópula, las hembras, con la ayuda de su oviscapto, depositan los huevos en pequeñas grietas de los troncos de las hayas.

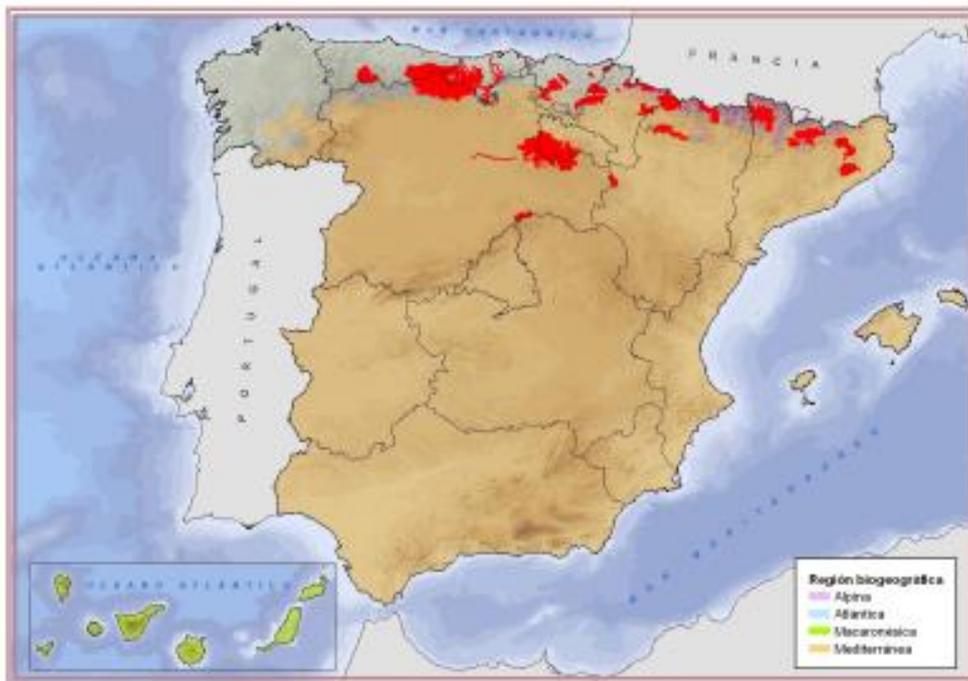


Fotografía 2.5 Imago de *Rosalia alpina* sobre el tronco de un haya en el valle de Ordesa.

Esta especie presenta una distribución que se extiende por gran parte de Europa central y meridional y algunas zonas de Asia. En España se circunscribe al tercio norte y en Aragón se distribuye fundamentalmente por el entorno pirenaico y pre-pirenaico así como el sistema ibérico (Sierra del Moncayo) y Puertos de Beceite. Su distribución está siempre muy ligada a la distribución del haya (*Fagus sylvatica*).



Imagen 2.3 Distribución de *Rosalia alpina* extractada de GBIF (Global Biodiversity Information Facility).



Mapa 2.4 Distribución de *Rosalia alpina* en espacios de la Red Natura 2000 en España extractada de Viñolas, A. y Vives, E. 2012.

En Aragón existe muy poca información sobre la distribución, la abundancia y el estado de conservación de esta especie. En el año 2019 se iniciaron una serie de trabajos de seguimiento con *Rosalia alpina* en el Parque Nacional. En el año 2020 se redactó un documento con las bases técnicas para la monitorización a largo plazo del coleóptero saproxílico *Rosalia alpina*. El objetivo de estas bases fue el de recopilar las metodologías de seguimiento existentes, seleccionar las más eficientes y establecer un protocolo de seguimiento que permita detectar variaciones significativas de su distribución.

2.3.4 Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*)

La mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris*= *Maculinea arion*) es una especie paleártica que presenta una amplia distribución en Europa. En la Península Ibérica su distribución es muy restringida, ocupando el tercio norte y el Sistema Ibérico meridional (provincias de Guadalajara, Cuenca y Teruel), con citas más abundantes en el Pirineo catalán, Huesca y Cuenca (Jiménez Mendoza et al., 2002), y escasas en Cantabria y Galicia. En Aragón se ha citado en el área Pirenaica, Sistema Ibérico, Montes Universales y Sierra de Javalambre (Murría, 2002).



Mapa 2.5 Distribución de *Phengaris arion* en España extraído de Romo, H., García-Barros, E., Martín, J., Ylla, J. y López, M. 2012.

Es un licénido de gran tamaño, con una envergadura alar entre 32 y 40 mm. Los machos presentan un anverso de color azul vivo, con los márgenes oscuros anchos y un punteado negro en ambas alas (especialmente en la anterior); el reverso es gris, con puntos negros bien marcados y rodeados de blanco y coloración basal azulada. Las hembras son algo mayores que los machos y tienen el anverso más oscuro, con los puntos negros ovalados de mayor tamaño y el margen oscuro más ancho.

Esta especie presenta un ciclo vital complejo; las orugas son atendidas por hormigas del género *Mirmica*. Los adultos de la especie vuelan durante los meses de junio y/o julio y la longevidad de los adultos es de 5 a 10 días. Los huevos son depositados sobre hojas de la planta nutricia, que es el orégano (*Origanum vulgare*) y algunas especies de tomillo (*Thymus spp.*).



Fotografía 2.6 Adulto de *Phengaris arion* fotografiado en Rebilla

Las mariposas del género *Phengaris* (= *Maculinea*) están entre las más amenazadas en Europa (Munguira y Martín 1999) e incluidas en la Lista Roja Europea (Van Swaay et al.

2010). Sus poblaciones están decreciendo en muchos países europeos por la pérdida y fragmentación del hábitat (Van Swaay et al. 2010). *Phengaris arion* está considerada como amenazada (IUCN Red List Category-Europe) siguiendo el criterio A2: una reducción $\geq 80\%$ en 10 años o tres generaciones, donde la reducción o sus causas pueden no haber cesado. La complejidad y especialidad en su estadio larvario la hace vulnerable a cambios ambientales o del uso del territorio.

Es una especie protegida por la Directiva de Hábitats (anexo IV) y ha sido incluida en la categoría *vulnerable* en el Catálogo Aragonés de Especies Amenazadas (D.129/2022) y se encuentra también en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial a nivel nacional (R.D.139/2011). Esta mariposa tiene muy pocos núcleos poblacionales conocidos en Aragón, y los que hay, se encuentran gravemente amenazados en la actualidad a consecuencia del abandono de las actividades agroganaderas tradicionales y de los cambios del suelo asociados.

En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y alrededores se dispone de muy poca información reciente sobre el estado de sus núcleos poblacionales. En el núcleo poblacional histórico situado en el valle de Ordesa no se detecta la especie desde hace muchos años siendo la última cita reciente del año 2009 (Murría, 2009). Solamente en el núcleo poblacional de Escuaín la especie viene siendo habitualmente confirmada su presencia desde el año 2007 (Antor et al. 2007b, Murría 2009), aunque sus hábitats se encuentran amenazados por un fenómeno de matorralización lo que compromete a futuro la persistencia de la especie.

2.3.5 Mariposa apolo (*Parnassius apollo*)

La mariposa apolo es una especie de lepidóptero diurno de la familia Papilionidae, que aparece ligada a zonas montañosas presentes Eurasia, incluida la Península ibérica. En España se circunscribe a los principales macizos montañosos: Cordillera Cantábrica, Pirineo y Pre-pirineo, Sistema Ibérico, Montes Universales, Gúdar-Javalambre, Sistema Central y Sierra Nevada. Los adultos vuelan entre 800 y 3.000 m. sobre el nivel del mar. Es una especie univoltina y su periodo de vuelo va desde el mes de junio hasta principios de agosto.



Mapa 2.6 Distribución de *Parnassius apollo* en España extraída de Romo, H., García-Barros, E., Martín J., Ylla, J. y López M. 2012.

Es una especie de lepidóptero grande, (hasta 8 cm de envergadura), vistosa, de color predominantemente blanco, con los extremos de las alas algo hialinos. Las alas posteriores presentan unos grandes ocelos de color rojo encerrando un núcleo de color blanco.

La oruga es de color negro, y presenta un pequeño punteado de color naranja en los laterales del cuerpo. Las orugas pasan el invierno en un capullo, con el deshielo se reactivan y se alimentan de *Sedum spp* y *Sempervivum*. Pasan hasta cinco estadios larvarios hasta que finalmente hacen una pupa de la que posteriormente salen las mariposas adultas. Las orugas aparecen en primavera, de abril a junio mientras que los adultos vuelan entre junio y principios de agosto.



Fotografía 2.7 Adulto de *Parnassius apollo*



Fotografía 2.8 Oruga de *Parnassius apollo*

Es una especie ligada a medios montañosos, abiertos, dominados por pastos y con abundancia de áreas rocosas y pedregosas, que es donde se desarrollan sus plantas nutricias. El cambio climático y el abandono de las prácticas ganaderas tradicionales están provocando la matorralización de los hábitats lo que causado a su vez, su desaparición o rarefacción de muchas zonas.

La mariposa apolo es una especie incluida en el anexo IV de la directiva hábitat (D.92/43/CEE) y también en el LESPRES (R.D.139/2011) y LAESPRES (D.129/2022).

2.3.6 Mnemosyne (*Parnassius mnemosyne=nebrodensis*)

La mnemosyne o blanca de Asso es un lepidóptero diurno perteneciente a la familia Papilionidae. Es una especie incluida en el anexo IV de la directiva hábitat (D.92/43/CEE) y la IUCN la considera *casi amenazada* en su evaluación a nivel europeo, si bien a nivel global no la considera amenazada. Es una especie incluida en el LESPRES (R.D.139/2011) y también se ha recogido en la categoría *vulnerable* en el Catálogo Aragonés de Especies Amenazadas (D.129/2022).



Imagen 2.4 Distribución de *Parnassius mnemosyne* extractada de GBIF (Global Biodiversity Information Facility)



Mapa 2.7 Distribución de *Parnassius mnemosyne* en España extraída de Romo, H., García-Barros, E., Martín J., Ylla, J. y López M. 2012.

Es una mariposa que presenta una envergadura alar entre 5 y 6 cm. Dorsalmente las alas son blancas y presentan dos manchas de color negro o grisáceo en las alas anteriores y una amplia banda oscuro en las alas posteriores. El extremo de las alas anteriores presenta una zona grisácea o hialina. Las orugas son de color negro y presentan una hilera de puntos o manchas de color amarillento en los flancos.



Fotografía 2.9 Mariposa blanca de Asso (*Parnassius mnemosyne*)

En la Península ibérica se encuentra restringida a los Pirineos oscenses y catalanes, con numerosas colonias aisladas entre sí, en altitudes comprendidas entre 600 y 2.300m, con un óptimo entre los 1.500 y los 2.000m (Delgado, 1997).

En Europa Central se localiza principalmente en el piso montano en altitudes intermedias, en claros de bosques y zonas más o menos abiertas y arbustivas donde la planta nutricia es abundante.

2.4 METODOLOGÍAS

2.4.3 Mariposa isabelina (*Actias isabelae*)

Los núcleos poblacionales de mariposa isabelina en el Pirineo han sido estudiados recientemente por algunos investigadores (Mari Mena, 2013, 2019). El uso de la feromona y su síntesis en laboratorio (Millar, 2010) permiten mejorar mucho la eficiencia de seguimiento, si se compara con otras metodologías históricamente utilizadas como su atracción con luces actínicas, de vapor de mercurio o la captura de hembras y su mantenimiento en vivo para utilizarlas como reclamos para la detección de los machos de la especie.

Se han realizado gestiones con los investigadores que han estado trabajando en la síntesis de la feromona sintética, en concreto con Jocelyn Millar, Marta Vila y Carlos Vaamonde, para disponer de viales de feromona. Esta es la opción *a priori* más eficiente para el seguimiento de la especie, por lo que es la que hay que priorizar en este trabajo, si bien también quieren evaluarse otras metodologías, para valorar y comparar su eficacia, a consecuencia de la feromona disponible hoy en día es muy limitada.

Los imagos de isabelina eclosionan durante el mes de mayo y junio, con un pico de avivamientos en este último mes, aunque pueden verse ejemplares desde finales de marzo hasta el mes de agosto (monografía Graellsia, Monasterio et al.,2017). La longevidad de los ejemplares es variable, viviendo una media de 5,87 días los machos y 8,40 las hembras, con un mínimo de 2 y máximo de 15 días para los machos y de 3-

16 días para las hembras (*Ylla i Ullastre, 1997*). Con estas referencias, el periodo de muestreo comprenderá, mayoritariamente, los meses de mayo y junio.

Para realizar los muestreos se seleccionan noches templadas, con vientos suaves – ya que se favorece la dispersión de la feromona-, bajas humedades relativas y ausencia de precipitaciones en días anteriores. Los muestreos se realizan al anochecer, durante el crepúsculo, entre las 21:00 y 23:30 horas.

La selección de las localidades de muestreo en el Parque está condicionada por la presencia de hábitat favorable, en este caso bosques de pino silvestre y/o negral; la separación mínima entre localidades de muestreo tendrá como referencia la distancia apuntada en diversos trabajos, en la que se indica que los machos pueden recorrer, atraídos por la feromona, hasta 3 km. (*Agenjo, 1967; Ylla i Ullastre, 1997 y Morichon et al 2014*).

Por otro lado, existiendo un trabajo reciente realizado con la especie en el PNOMP y sus alrededores (*Mari-Mena, 2013*), en los que se muestrearon en el año 2010 un total de 13 localidades de *A. isabellae*, se consideró que lo más adecuado era volver a muestrear, las mismas localidades con objeto de tratar de asentar la información en esa red de seguimiento de la especie que se inició en 2010, obteniendo nuevos datos, en esa misma red de puntos, para poder establecer comparaciones y tendencias temporales.



Fotografías 2.10 y 2.11 Material de muestreo e instalación del vial de la feromona en su soporte arbóreo en la zona del Parador, en el valle de Ordesa.

Hay que tener en cuenta que la feromona o cebos pierden eficacia conforme pasan las horas/días de uso. Con intención de conservar la feromona el mayor tiempo posible, los viales se conservarán en el congelador hasta que vayan a comenzar los trabajos y cuando vayan a utilizarse se mantendrán refrigerados en neveras portátiles hasta la hora del comienzo del muestreo. Finalizado el muestreo se devolverán rápidamente primero a la nevera portátil y posteriormente al congelador.

Para efectuar los muestreos se selecciona un área relativamente abierta, en hábitat de pinar y se dispone un cebo sobre un tronco de pino, situado a 1,5 metros de altura. Se espera observando a que aparezcan los machos, los cuales serán capturados con unos cazamariposas y mantenidos temporalmente en viveras portátiles hasta su liberación tras finalizar la sesión de captura.

La ubicación de las localidades propuestas para el muestreo en el Parque Nacional y sus alrededores se muestra en el Imagen 2.4. Se procurará realizar los muestreos más o menos en las mismas fechas que el trabajo realizado por Asensi y Villa para que los resultados sean más comparables.

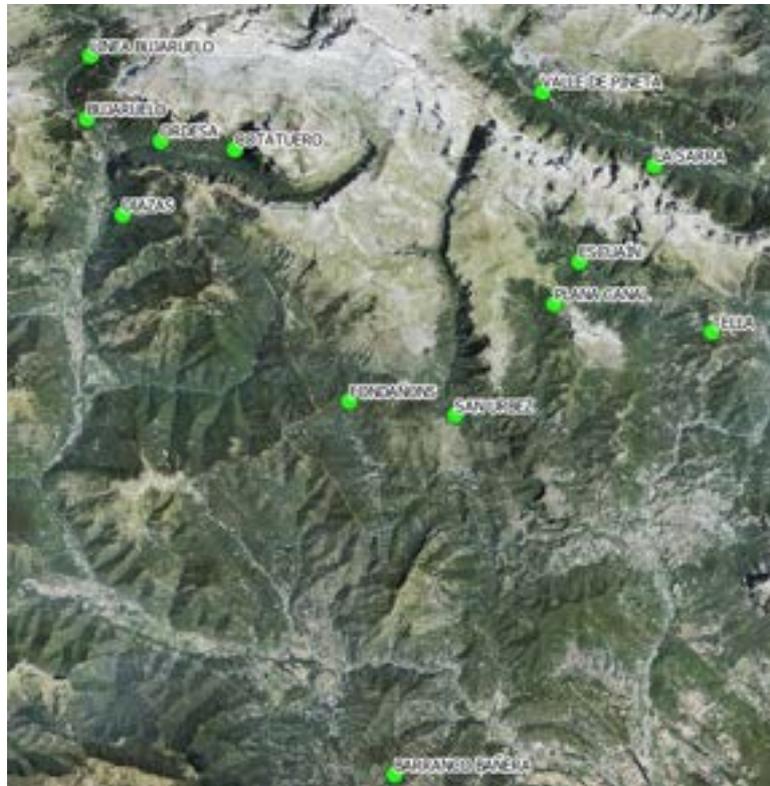


Imagen 2.5 Red de seguimiento de la mariposa isabelina en el PNOMP.

Por otro lado, en la presente temporada se ha estado probando la eficacia que presentan las luces de tipo LED en la detectabilidad y la capturabilidad de la especie para lo cual se han hecho una serie de muestreos, durante el periodo de vuelo de la especie.

En estos muestreos se han utilizado dos lámparas *LepiLed*®, que han estado operativas desde el anochecer hasta la descarga de las baterías. Los muestreos se han realizado en el bosque de pino silvestre que rodea el parador de Ordesa, aprovechando la accesibilidad que presenta esta localidad y que es conocida la presencia de la especie en la zona.

Estos muestreos van a permitir calcular la detectabilidad y la capturabilidad que presentan las trampas, con intención de poder ajustar mejor el esfuerzo de muestreo en futuros seguimientos.

2.4.4 Escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*)

Existen varias aproximaciones metodológicas para estudiar esta especie, que van desde la búsqueda directa, tanto de adultos como de larvas en árboles propicios -y su entorno inmediato- hasta el uso de distintos tipos de trampas, de caída o tipo Malaise, cebadas con fruta y/o feromonas.

El descubrimiento de la feromona y su posibilidad de síntesis industrial ofrecen posibilidades interesantes, dirigidas a obtener una metodología de seguimiento eficiente; es por ello por lo que se ha optado por este método de muestreo. Por tanto, para los muestreos de la especie se ha usado la feromona sintética (*Gamma-decalactone*) asociada a trampas de caída, para tratar de detectar individuos adultos. Las trampas se colocan en manchas de vegetación que presenten características adecuadas para la presencia de la especie, esto es, árboles maduros y vivos que presenten cavidades relevantes donde se acumule la madera muerta en descomposición, donde viven las larvas de la especie y también de donde emergen los adultos.



Fotografía 2.12 Viejo ejemplar de *Quercus sp.*, ideal para la *Osmoderma eremita*.

El objetivo del trabajo será determinar la presencia de la especie. El tipo de trampa seleccionada para los muestreos es la *Crosstrapp mini*, con colector incorporado (y sin muerte). En ella se deposita una pequeña cantidad de feromona sintética de la especie, en el interior de un tubo de tipo Eppendorf, que se ubica en la parte superior de la trampa. Son los machos los que emiten la feromona, por lo que se espera que en las trampas se capturen ejemplares hembra de la especie.



Imagen 2.6 Modelo de trampa con colector Crosstrapp Mini, de Econex.

El periodo útil para realizar los muestreos es aquel en el que emergen los adultos de la especie, que está comprendido entre los meses de junio a septiembre; aprovechando que la emergencia máxima de individuos se da en los días de más calor del estío.

Las trampas se disponen en grupos de ocho unidades/localidad, en torno a una zona donde existan árboles adecuados y se revisan cada 48 horas. Se dejan instaladas un mínimo de quince días en cada localidad seleccionada. Se propuso comenzar los muestreos en el valle de Ordesa, en el entorno de la Pradera debido a las citas históricas de la especie, a la existencia de bosque maduro favorable *a priori* para la especie y a la accesibilidad que tiene la zona.

Si en una localidad se registra la presencia de *Osmoderma eremita*, se aprovechará para muestrear una nueva zona que también tenga hábitat favorable y se dispondrá de nuevo el grupo de ocho trampas por un periodo de 15 días, con revisiones cada 48 horas. Se proseguirá con estos muestreos en función de las jornadas disponibles en propuesta.

Durante la instalación cada trampa será georreferenciada y su disposición en la parcela de estudio se representará en un croquis para facilitar su localización posterior en las revisiones. Para su instalación será necesario usar una pértiga.

Las trampas se ubicarán a una altura máxima de tres metros para facilitar la revisión de éstas, colgadas de una rama de árbol con la ayuda de una cuerda de nylon. Cada trampa irá provista con una etiqueta identificativa del trabajo y se informará a los vigilantes y Agentes para la Protección de la Naturaleza del Parque sobre sus ubicaciones, para que sean conocedores del trabajo. En la distribución de las trampas, hay que tener en cuenta que la capacidad dispersiva de la especie es bastante limitada; por ello, se procurará situar las trampas en el entorno inmediato del árbol /árboles que ofrezcan las características de microhábitat que requiere la especie.

Antes de proceder a la instalación de las trampas se invertirá alguna jornada para la localización y selección de los árboles y parcelas de estudio. Se procurará realizar un mínimo de tres a cinco visitas a las trampas instaladas en cada localidad.



Fotografías 2.13 y 2.14 (Izda.) Localización de un haya (*Fagus sylvatica*) con hábitat potencial.
(Dcha.) “Mulch” que favorece la existencia de las larvas de la especie.

2.4.5 Rosalia (*Rosalia alpina*)

Para realizar el trabajo de seguimiento con *Rosalia alpina* en 2022 se ha seguido el protocolo de seguimiento de la especie que fue definido en el año 2020 en el marco de la propuesta de seguimiento ecológico en el PNOMP (Antor et al, 2020) para localidades con elevada densidad.

Los métodos tradicionales de seguimiento de la especie están basados esencialmente en dos métodos: las prospecciones de adultos a lo largo de transectos o en parcelas y el conteo de nuevos orificios de emergencia (Campanaro et al. 2017).

Las prospecciones de adultos pueden centrarse en los individuos vivos (que se pueden fotografiar para identificar individuos) y en restos de adultos (Pagola, 2007 y 2008). Con el objetivo de estandarizar los muestreos es necesario controlar el esfuerzo de muestreo: número de horas empleadas en la búsqueda y microhábitats revisados en cada una de las prospecciones. Este método es adecuado para localidades de poca extensión y cuando las poblaciones son importantes (Viñolas y Vives, 2012).

El conteo de nuevos orificios de emergencia de adultos también es un método de monitorización utilizado en varios países europeos (Campanaro et al. 2017), siendo el método estándar de seguimiento en la RN2000 de Baviera (Bußler et al. 2016).

También se han utilizado trampas aéreas atrayentes para su monitorización (Viñolas, 2009a, b). El (Z)-3-hexen-1-ol (1 ml + 1 ml etanol), es una sustancia volátil de la planta huésped, que tiene cierta capacidad de atracción de la especie (pero 8 veces menor que la feromona, Kosi et al. 2017).

Una nueva e importante posibilidad para su monitorización se evidenció cuando Ray et al. (2009) identificaron y sintetizaron la feromona de agregación de los machos del congénere norteamericano *Rosalia funebris* (el (Z)-3-decenyl (E)-2-hexenoate). Estos autores utilizaron con éxito este compuesto cebando trampas la captura de la especie en USA. Este descubrimiento abrió la posibilidad de que se pudiese utilizar este método también con *R. alpina*, una vez la feromona de agregación de la especie se identificase.

Kosi et al. 2017 realizaron la identificación y síntesis de la feromona que producen los machos de *R. alpina* (i.e.: 3,5-dimethyl-6-(1-methylbutyl)-pyran-2-one), que resultó ser

un compuesto completamente diferente del congénere norteamericano *Rosalia funebris*, y que ha permitido el desarrollo de un método eficiente de seguimiento de la especie basado en feromonas. Para el seguimiento se utilizan trampas colgantes de paneles cruzados de color negro (de 1,1 m de altura y 0.3 m de anchura) con botes colectores y un dispensador de feromona con 50 mg de feromona racémica sintética en 0,45 ml de alcohol isopropílico (Kosi et al. 2017). Los resultados obtenidos en este muestran que es un método eficiente para la monitorización de la especie (Kosi et al. 2017) y ocho veces más efectivo que la utilización del (Z)-3-hexen-1-ol (1 ml + 1 ml etanol; sustancia volátil del haya). Kosi et al. 2017 colocan las trampas a lo largo de transectos separadas 20 metros, colgadas de ramas a una altura de 1,5-2 metros, y con una duración del ensayo de aproximadamente 30 días durante el pico de población en Eslovenia (finales de junio a primeros de agosto). Utilizan 6 trampas por localidad con feromona (en 3 de ellas utilizan simultáneamente el atrayente (Z)-3-hexen-1-ol).

Propuesta de seguimiento a largo plazo de la especie

Se proponen métodos de seguimiento diferentes según la abundancia conocida de la especie en cada localidad:

- Trampas con feromonas para localidades con baja densidad o sin citas de presencia de la especie tras la prospección previa de adultos.

- Prospecciones de adultos en localidades con elevada densidad.

Localidades con elevada densidad

Sólo se conoce una localidad con cierta abundancia de la especie que es el hayedo maduro del fondo del valle de Ordesa que linda con zonas abiertas con pastos (Figura 6), con hayas caídas de gran porte o parcialmente en pie y en localizaciones soleadas, lo que es importante para esta especie heliófila.



Imagen 2.7 Puntos de muestreo de *Rosalia alpina* (2022) en el hayedo maduro del fondo del valle de Ordesa que linda con zonas abiertas con pastos.

En localidades con densidades importantes, como ésta, se ha puesto de manifiesto la eficacia de la prospección diurna de troncos y ramas de madera muerta, en búsqueda de individuos vivos y restos (élitros, fragmentos) (Pagola, 2011). Las prospecciones se centrarán en hábitats expuestos al sol, que son los seleccionados por la especie (Castro y Fernández, 2016; Russo et al. 2011), en las horas centrales del día (Campanaro et al. 2017).

Se prospectarán los tocones, troncos muertos en pie (snags) y hayas abatidas (logs, incluyendo los apilamientos de troncos y grandes ramas), existentes en cada localidad y dando prioridad a los árboles de gran diámetro que son seleccionados por la especie (Campanaro et al. 2017, y referencias allí citadas). Cada elemento prospectado (tronco, tocón, apilamiento) es la unidad de esfuerzo y se prospectará durante diez minutos (Pagola, 2007). También se revisarán los troncos y posibles atalayas cercanas para las aves (que pueden capturar a estos coleópteros) en búsqueda de fragmentos (Pagola, 2011). Si se prospectan sustratos elevados de los troncos se usarán binoculares (Campanaro et al. 2017).

Se realizarán semanalmente (Pagola 2007 y 2008) o quincenalmente durante los meses de julio y agosto, en días soleados y durante las horas centrales del día y la tarde (entre las 11 y 18h; Castro y Fernández, 2016, Castro et al. 2019). Idealmente la temperatura del aire será superior a 26°C, que es el umbral registrado para que la especie esté activa (Vrezec et al. 2012, Manu et al. 2016). Sin embargo, en las prospecciones piloto desarrolladas en Ordesa en 2019-2020 se ha registrado actividad con menores temperaturas del aire (18-23°C).

Vrezec et al. 2012 encuentran que se necesita prospectar al menos 33 unidades, elementos estructurales, por localidad, para alcanzar una probabilidad del 95% de detectar la presencia de la especie (Vrezec et al. 2012). Los resultados obtenidos en los muestreos del proyecto piloto en la localidad del hayedo-pradera de Ordesa para 2019 y 2020 para imagos (detectabilidad: 0,08; Tabla 5), permite alcanzar una probabilidad del 95% de detectar la presencia de la especie con 36 unidades prospectadas, similar a la obtenida por Vrezec et al. 2012. Si se incorporan los resultados de la prospección de los restos de adultos la detectabilidad aumenta (0,12) y se requiere prospectar 24 unidades para obtener una probabilidad del 95% de detectar la presencia de la especie (Figura 6.7).

2019		2020		2019 +2020	
Imagos	Imagos+Restos	Imagos	Imagos+Restos	Imagos	Imagos+Restos
0,16	0,26	0,05	0,05	0,08	0,12

Tabla 2.1 Probabilidades de detección en los muestreos del proyecto piloto en la localidad del hayedo-pradera de Ordesa para 2019 y 2020, para imagos y combinadas (imagos+restos).

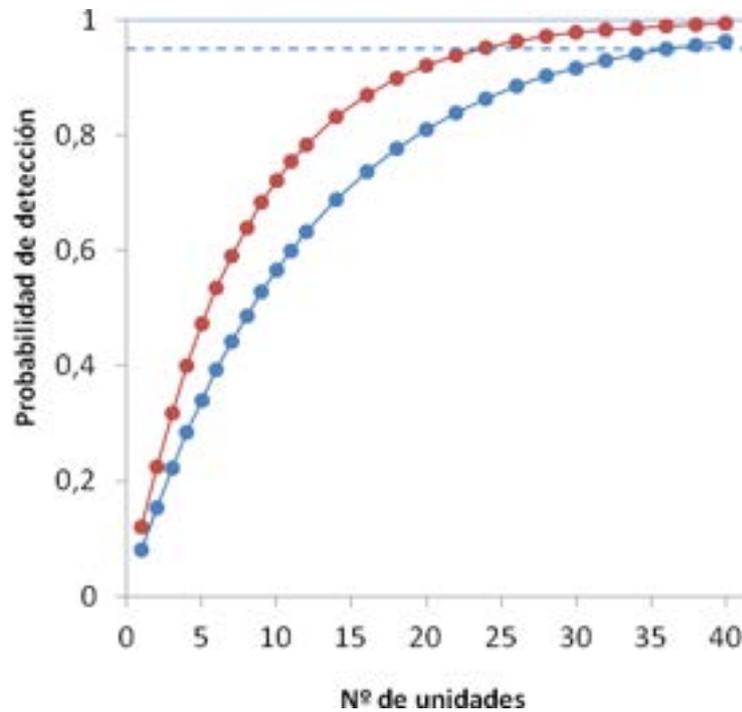


Figura 2.1 Relación entre la probabilidad de detección y el esfuerzo de muestreo (número de unidades, elementos estructurales) por localidad para una probabilidad de detección de 0,08 y de 0,12 (líneas azul y roja, respectivamente). La línea discontinua indica la probabilidad de 0,95.

Se realizarán muestreos semanales/quincenales con un mínimo de tres y un máximo de nueve prospecciones que se podrán interrumpir una vez comprobada la presencia de la especie. Se registrará el número de individuos presentes, especificando el número de machos y hembras.

Previamente a las prospecciones, se cartografiarán y registrarán todas las hayas senescentes o muertas (en pie o abatidas) en ambientes abiertos.

Esta metodología es la que se ha aplicado en el año 2022 en el hayedo de Ordesa, en el paraje conocido como Lañas. El inventario de estaciones de muestreo fue realizado por F. Jubete en 2019 por lo que se ha realizado el seguimiento sobre dichas localidades. Se utilizaron las mismas fichas descriptivas de las localidades cumplimentándolos con los datos recogidos en la presente temporada. También se recogió la información de los muestreos con el soporte de una APP móvil de uso libre (Oruxmaps).

2.4.6 Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*)

El objetivo de este trabajo ha sido el de proceder al cartografiado de las plantas nutricias de la hormiguera de lunares en el núcleo poblacional conocido que se localiza en el valle de Escuaín, entre las localidades de Lamiana y Rebillá.

Para ello se revisó la información bibliográfica disponible de la especie en el área de estudio; posteriormente se seleccionaron y georreferenciaron las parcelas de interés - por tener presencia de la especie-, con la ayuda de un sistema de información geográfica de uso libre (Q-Gis) y a continuación se realizaron muestreos de campo, en el momento de la temporada en el que la planta nutricia, el orégano (*Origanum vulgare*) es más patente, que coincide con su periodo de floración en los meses de junio y julio.

Durante los muestreos de campo se fueron visitando las distintas parcelas de estudio, se recorrieron sus superficies y con la ayuda de unos banderines, se fueron marcando los distintos ejemplares de planta nutricia y georreferenciando con una app móvil su ubicación (Orux maps).

Finalmente la información recogida fue trasladada a otros soportes digitales .xls y representada cartográficamente mediante un sistema de información geográfica de uso libre (Q-Gis) que permitió a su vez generar las correspondientes coberturas espaciales.

2.4.7 Mariposa apolo (*Parnassius apollo*)

Con la mariposa apolo se ha estado trabajando en la presente temporada en la recogida de información sobre la distribución de sus plantas nutricias en el Parque Nacional y zonas contiguas a éste. Los trabajos de prospección han consistido en la búsqueda y georreferenciación de plantas de los géneros *Sedum* y *Sempervivum* y se ha comenzado a muestrear el territorio entre las localidades de Nerín y la cabecera del Barranco de la Pardina.

Paralelamente a la búsqueda y cartografiado de las plantas nutricias se buscaron también orugas de mariposa apolo. Las plantas nutricias detectadas en los distintos recorridos realizados y superficies muestreadas se georreferenciaron en el campo con

una APP móvil de uso libre, en concreto con Orux Maps, posteriormente esa información fue trasladada a otros formatos digitales como Excel y se generaron a su vez las coberturas espaciales en formato .shp para que se pudiera trabajar la información sobre un sistema de información geográfica (Q-Gis).

2.4.8 Mariposa mnemosyne o blanca de Asso (*Parnassius mnemosyne*)

Se recopiló información relativa a la distribución de su planta nutricia, *Corydalis solida solida* en las bases de datos de flora (Atlas de Flora de Aragón) del Instituto Pirenaico de Ecología. También se consultaron otras fuentes, como páginas de aficionados a la fotografía de naturaleza.

Y posteriormente se muestrearon aquellas localidades que se encontraron en el Parque Nacional y zonas más próximas a éste, buscando activamente la planta nutricia en el periodo más favorable para detectar su presencia, que coincide con la floración de la planta, que sucede entre los meses de abril y junio.

Los ejemplares detectados fueron georreferenciados con la ayuda de un GPS y la información posteriormente fue trasladada a otros soportes digitales .xls para su análisis y para su representación cartográfica (coberturas espaciales en formato .shp).

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Mariposa isabelina (*Actias isabelae*)

Desde mediados de mayo a finales de junio se realizaron los muestreos *de Actias isabelae* en el Parque y su ZPP.

La disponibilidad de feromona específica para el estudio facilita de gran manera la realización de este. Una vez recibida y mantenida congelada hasta su uso se esperó a una ventana de buen tiempo, con la meteorología adecuada para la realización de los muestreos. Las fechas y lugares de muestreo se muestran en la Tabla 2.2. Los datos

de campo fueron recogidos en una ficha Excel para su posterior análisis (Ver anexo 2, capítulo 2 que acompaña a esta memoria).

FECHA	LOCALIDAD
23/05/2020	Bco Bañera
08/06/2020	Plana Canal

Tabla 2.2 Localidades muestreadas en 2022, en el trabajo de seguimiento de la mariposa isabelina mediante el uso de feromona sintética.

RESULTADOS DE LAS CAPTURAS

LOCALIDAD	Hembra	Macho
Barranco Bañera	0	34
Plana Canal	0	3

Tabla 2.3 Ejemplares capturados de *Actias isabellae*



Fotografía 2.15 Detalle de las antenas bipectinadas de una macho de *Actias isabellae*.



Fotografía 2.16 Detalle del ocelo de *Actias isabellae*.

El 100% de las localidades han resultado positivas a la presencia de *A. isabellae*. Estos datos preliminares parecen indicar su distribución generalizada en las masas de pino silvestre. Por otro lado, el método empleado resulta eficaz para la captura de machos, lo que permite determinar la presencia-ausencia de la especie. Su abundancia parece mostrar cierta variabilidad, siendo las localidades de Fondañons y Barranco Bañera las que han aportado mayor número de individuos capturados en nuestros muestreos.

Por comparar los resultados obtenidos por Marí Mena en 2010 con los de los muestreos realizados en 2020-2022, se incluyen en la tabla 2.4; los resultados las capturas de individuos en cada localidad muestreada y se representa a continuación en la gráfica 2.1.

LOCALIDAD	Capturas Sarga 2020-2022	Capturas Marí Mena 2010
La Tella	2	31
Bujaruelo	8	27
Cotatuero	4	6
Diazas	19	32
Línea Bujaruelo	13	11
Parador de Ordesa	9	31

Parador de Ordesa II	22	31
Pineta	2	18
Barranco La Canal	22	-
Escuaín	8	31
La Sarra	14	23
Fondañons (Ceresuela)	50	31
Barranco Bañera	34	31
Plana Canal	3	14
TOTAL	57	156

Tabla 2.4 Ejemplares capturados de *Actias isabellae* en 2010 y 2020-2022

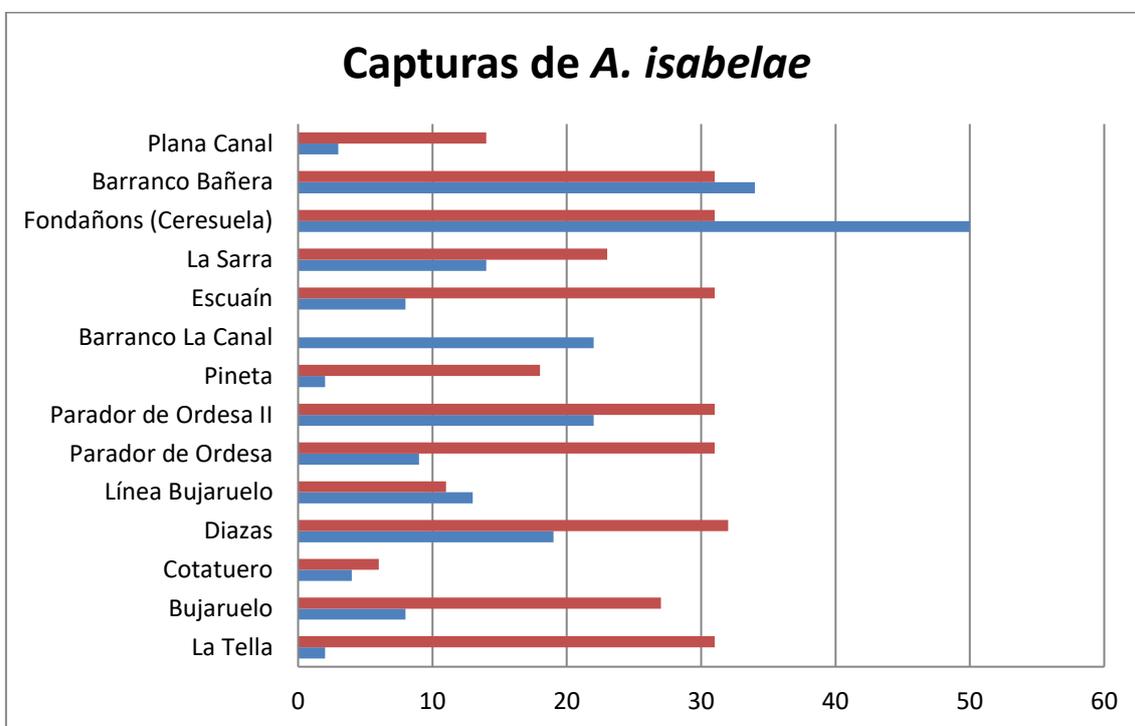


Gráfico 2.1 Comparación de capturas de ejemplares por Sarga en periodo 2020-2022 (azul) con Marí Mena en 2010 (rojo)

Por otro lado, se han estado probando el uso de luces como atrayentes para valorar si este tipo de metodologías podrían ser eficientes para el seguimiento de esta especie. Aunque todo parece indicar que el método más eficiente es el uso de la feromona, hoy por hoy, no hay mucha feromona disponible (no se fabrica industrialmente), es por ello, por lo que no se puede proponer un método seguimiento de la especie, al menos por el momento -y hasta que no vuelva a sintetizar en laboratorio- basado en este tipo de

metodologías y por lo que se busca con las luces tener una alternativa de seguimiento más viable.



Imagen 2.8 Lepi Led Maxi Switch 1.5 es la lámpara que se ha seleccionado para testar su eficacia en el seguimiento de *A. isabellae*

Para valorar el funcionamiento de las lámparas en la atracción de la especie se seleccionó una localidad para hacer las pruebas-piloto, que fue el entorno del Parador de Ordesa, en esta zona se conoce que hay presencia de la especie y además es un lugar muy accesible.

El objetivo último de estas pruebas era calcular la detectabilidad que ofrecen y también conocer a su vez la capturabilidad que presentan. Las luces llevan asociadas unas trampas de interceptación y unas bolsas de malla, de manera que la captura de los lepidópteros es automática, no obstante, no todos los ejemplares que llegan atraídos a la luz, llegan a ser capturados por la trampa.

LOCALIDAD	FECHA	Tª INICIO	Tª FIN	Nº CAPTURAS
PARADOR DE ORDESA 1ª visita	2022_05_10	18	10	3
PARADOR DE ORDESA 2ª visita	2022_05_16	14	10	3
PARADOR DE ORDESA 3ª visita	2022_05_17	15	13	4
PARADOR DE ORDESA 4ª visita	2022_05_31	14	12	3
PARADOR DE ORDESA 5ª visita	2022_06_01	13	11	6
PARADOR DE ORDESA 6ª visita	2022_06_06	14	12	1
PARADOR DE ORDESA 7ª visita	2022_06_13	22	19	0

Tabla 2.5 Fechas, temperaturas ambientales y capturas de ejemplares mediante las trampas de luz

De los primeros muestreos realizados todo parece indicar que las trampas de luz atraen de forma bastante eficaz a la especie; señalar que fue detectada prácticamente todas las noches de muestreo (85,71 % resultados positivos), a excepción de la última noche, en lo que no fue detectada, quizá ya por ser una fecha tardía para la fenología de la especie.

En la siguiente tabla se resumen cuáles han sido los historiales de captura de ejemplares en cada una de las dos trampas de luz que se utilizaron en el ensayo y se obtiene a su vez tanto la detectabilidad como la capturabilidad de cada trampa, con intención de poder calcular a su vez una detectabilidad y capturabilidad media de las trampas.

		10/05/22	16/05/22	17/05/22	31/05/22	01/06/22	06/06/22	13/06/22
Detectabilidad	T1	1	1	1	0	1	1	0
	T2	0	1	1	1	1	1	0
Capturabilidad	T1	0	1	0	0	0	0	0
	T2	0	0	0	1	1	1	0

Tabla 2.6 Detectabilidad y capturabilidad de *A.isabellae* mediante trampas de luz

Ambas trampas de luz han mostrado la misma detectabilidad; una probabilidad de detección de 0,71 y en relación a la capturabilidad (entrada directa a la trampa de luz), la probabilidad de captura ha oscilado entre 0,14 y 0,43, siendo la capturabilidad media de 0,28.

Por último, cabe señalar que las trampas de luz han funcionado muy bien para atraer todo tipo de insectos en general y han sido útiles a su vez para recoger citas de otras especies de lepidópteros nocturnos, como la mariposa tau (*Agria tau*) o el gran pavón (*Saturnia pyri*). En el apartado de anexos, en el anexo II\capítulo 2\Actias se incluye el listado de lepidópteros y coléopteros que han sido observados e identificados a lo largo de los muestreos con trampas de luz realizados en 2022 y en el anexo IV \Actias se incluye a su vez el archivo fotográfico generado.



Fotografía 2.17 Gran pavón (*Saturnia pyri*) capturada con las trampas de luz

2.5.2 Escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*)

Los muestreos en el valle de Ordesa se llevaron a cabo durante las semanas de más calor del verano, comprendidas entre el 13 de julio y el 6 de septiembre. En una jornada previa se localizaron las dos zonas donde se podrían instalar los grupos de trampas de caída, ambas zonas con abundantes árboles maduros que presentaban oquedades adecuadas para que pudiera estar presente la especie.

Los lugares seleccionados se encuentran ambos en la umbría de Ordesa, donde la existencia de un bosque maduro de gran extensión, con una gran disponibilidad de árboles añosos y numerosas oquedades con presencia de humus fresco y la inmejorable accesibilidad para el acceso a la zona de muestreo, las configuran como la mejor opción para encontrar a la especie en el valle. Una de las localidades se denominó “Lañas” y la otra “Turieto”.

En cada una de las localidades se instaló un grupo formado por 8 trampas de interceptación, cada trampa se cebó con feromona como atrayente. Tras la instalación se realizaron revisiones cada 48-72 horas.

En la localidad Lañas, las trampas se instalaron el 13 de julio y se realizaron hasta 16 revisiones para comprobar la presencia y ausencia de la especie y para renovar la feromona hasta que fueron desinstaladas el 6 de septiembre. El esfuerzo de muestreo fue de 448 jornadas-trampa. No se consiguió detectar ningún ejemplar de escarabajo eremita, si que se capturaron numerosos invertebrados como arácnidos, dípteros (moscas, mosquitos, asíidos), himenópteros, opiliones, lepidópteros, coleópteros, hemípteros, psocópteros, neuropteros e isópodos.

Por otro lado, las ocho trampas ubicadas en el bosque de Turieto se instalaron el día 03 de agosto y permanecieron operativas hasta el 06 de septiembre. El esfuerzo de muestreo fue de 280 jornadas-trampa. De nuevo los resultados fueron negativos en el caso de la detección de *O. eremita* y únicamente se capturó una variada representación de invertebrados como arácnidos, coleópteros, himenópteros, dípteros, microlepidópteros, opiliones e incluso algún gasterópodo.

En conclusión, tras un esfuerzo de 728 jornadas-trampa, en las dos zonas muestreadas con mayor potencialidad de albergar la especie en el valle de Ordesa no se pudo detectar la presencia de la especie.



Fotografía 2.18 Capturas de diversos invertebrados en las trampas de interceptación



Fotografías 2.19 Trampas de caída para escarabajo eremita en Ordesa 2022.



Fotografía 2.20 Cebando con feromona las trampas.



Mapa 2.8 Disposición de trampas de interceptación cebadas con feromona en Turieto (izquierda) y Lañas (derecha)

En la localidad de “Lañas” las trampas se situaron en un transecto lineal con inicio en 30T 741159/4725893 y final en 30T 741805/4725804 (ETRS89), abarcando una longitud total de 800 metros. La instalación se realizó sobre grandes ejemplares de haya (*Fagus sylvatica*) a una altura de aproximadamente 3,50 m del suelo.

En “Turieto” se procedió de la misma manera, colocando las trampas a lo largo de un recorrido que discurre por el inicio del camino de Turieto Alto tomándolo desde la Pradera de Ordesa. El bosque es un hayedo – abetal considerado como uno de los mejores ejemplos de bosques maduros que hay en Europa. El inicio del transecto se sitúa en 30T 740333/4725945 y finaliza en 30T 739803/4726063 (ETRS89) abarcando unos 600 metros de longitud total. En cada localidad se instalaron un total de ocho trampas de interceptación.

FECHA INSTALACIÓN	LOCALIDAD	FECHA DE RETIRADA
13/07/2022	LAÑAS	06/09/2022
03/08/2022	TURIETO	06/09/2022

Tabla 2.7 Fechas de instalación y retirada de las trampas de *Osmoderma eremita* en el valle de Ordesa.



Fotografías 2.21 y 2.22 (Izda.) Larvas de *Osmoderma eremita* (Dcha.). Hembra adulta de un ejemplar de la especie. Ambas encontradas durante los trabajos de campo en La Guarguera en 2020.

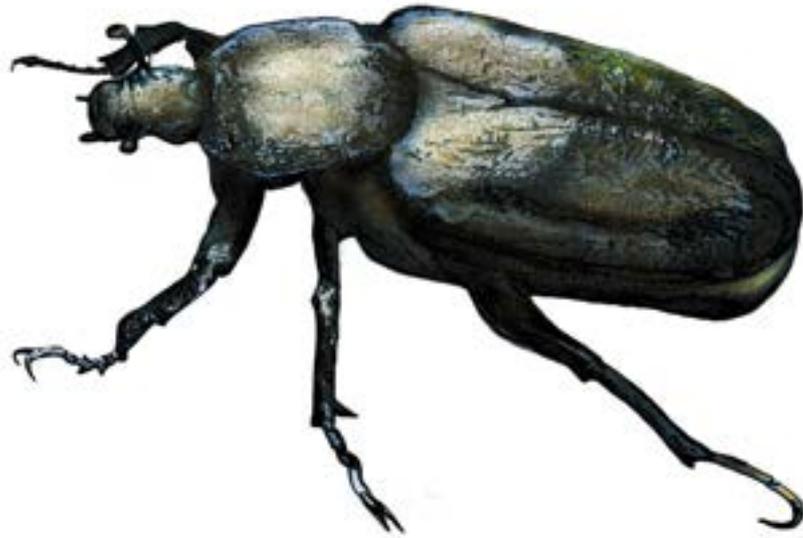


Imagen 2.9 *Osmoderma eremita* hembra

2.5.3 Rosalia (*Rosalia alpina*)

Las estaciones seleccionadas para hacer el seguimiento de *Rosalia alpina* se encuentran en el paraje Lañas, situado en el tramo medio del valle de Ordesa, a la altura de la pradera. La ubicación de las estaciones puede consultarse en el anexo IV\capítulo 2\Rosalia) y en la orto-imagen siguiente.



Imagen 2.10 Ubicación de las estaciones de muestreo en el paraje Lañas del valle de Ordesa

De las localidades inventariadas en el área se seleccionaron un total de 12 estaciones de muestreo, que fueron las que se muestrearon a lo largo de la temporada de verano.

Los muestreos se iniciaron el 11 de julio y finalizaron el 12 de agosto. En ese periodo se realizaron un total de 13 jornadas de muestreo y 15 visitas a las estaciones (el 11 y el 18 de julio se hizo un muestreo doble). En cada estación se invirtió un esfuerzo de muestreo de 10 minutos y el esfuerzo total de muestreo invertido fue de 50,5 horas (3.030 minutos).

Las fichas de campo en las que se recopiló los resultados de las estaciones de muestreo se han incluido en el anexo II\capítulo 2\rosalia_ordesa_2022.

Los resultados obtenidos en el seguimiento se sintetizan en la tabla 2.8 en la página siguiente. En cinco de las doce localidades muestreadas (41,6%) se detectó presencia de la especie. Las estaciones con resultado positivo fueron Ordesa 0, Ordesa 7, Ordesa 8, Ordesa 10 y Ordesa 11.

El 13 de julio se detectó el primer ejemplar y el último el 3 de agosto. En total se observaron 18 individuos de la especie, 13 hembras y 5 machos. La localidad en la que se observó un mayor número de ejemplares fue Ordesa 0 con 12 ejemplares (8 hembras/4 machos) seguida de Ordesa 10 con dos ejemplares (Macho y Hembra).

Durante los muestreos se observaron cópulas fallidas (Ordesa 0) y también ovoposiciones (Ordesa 0, Ordesa 10 y Ordesa 11). Se compiló abundante material gráfico, para poder ser utilizado como recurso divulgativo.

Con las fotografías que se fueron obteniendo de los individuos durante las observaciones, se fue compilando un archivo fotográfico. Se utilizó el patrón de manchas oscuras que presenta la especie en el tórax y élitros para ir identificando y diferenciando los ejemplares que iban detectándose. En el anexo II\capítulo 2 se adjunta el archivo rosalia_22.ppt que recopila dichos resultados.

Durante los muestreos de las estaciones se observaron a su vez otros insectos como escarabajos de la familia Geotrupidae y también cerambícidos avispa, dípteros de la familia Asilidae e himenópteros portasierra Symphyta (*Cymbex fagi*).

El día 27 de julio se grabó un pequeño documental de la especie con el equipo de Esta es mi tierra de Antena Aragón.

Estación	11/07/2022	13/07/2022	15/07/2022	18/07/2022	20/07/2022	22/07/2022	25/07/2022	27/07/2022	28/07/2022	01/08/2022	03/08/2022	08/08/2022	12/08/2022
Ordesa 0	-	1 H	-	-	-	2 H 1 M	-	2 H 2 M	1 H 1 M	1 H	1 H	-	-
Ordesa1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa7	-	-	-	-	-	-	1 H	-	-	-	-	-	-
Ordesa8	-	-	-	-	-	-	-	-	1 H	-	-	-	-
Ordesa9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordesa10	-	-	-	-	-	-	1 M 1 H	-	-	-	-	-	-
Ordesa11	-	-	-	-	-	-	1 H	-	1H	-	-	-	-

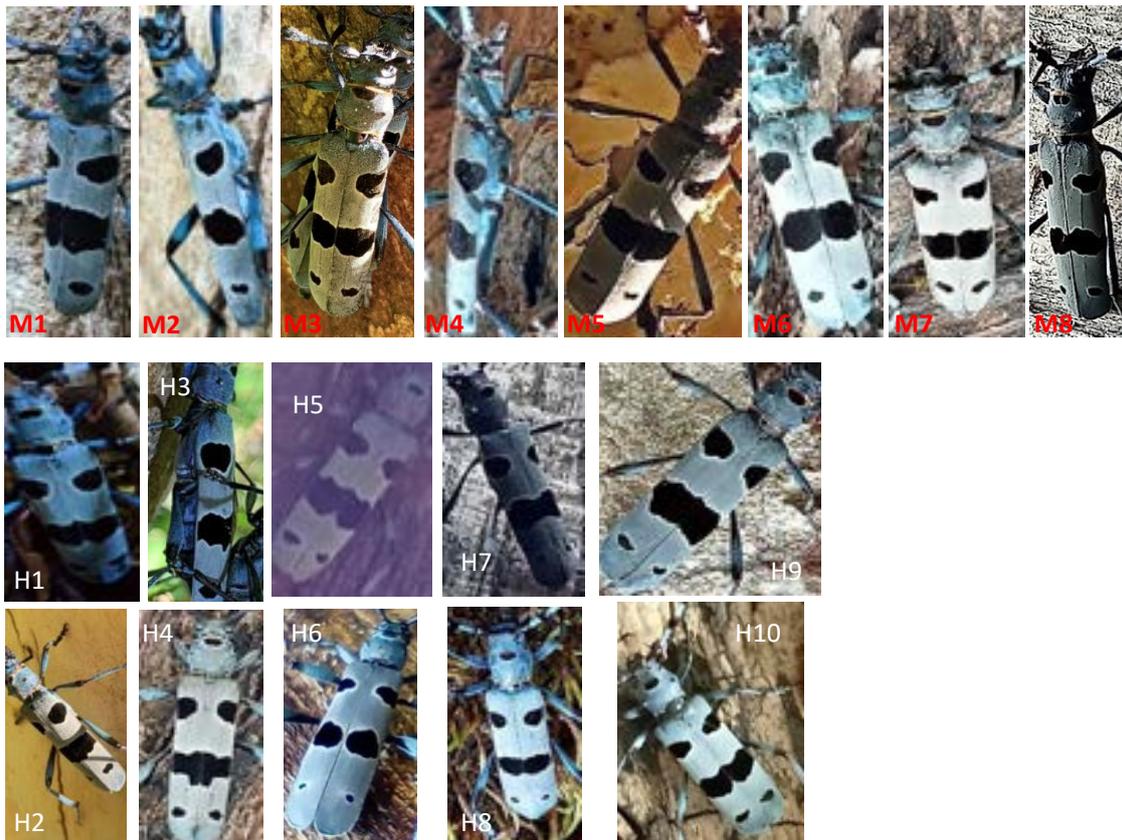
Tabla 2.8 Resultados de los muestreos de *Rosalia alpina* en las estaciones establecidas para el seguimiento de la especie en el valle de Ordesa



Fotografía 2.23 Macho y hembra en un intento de cópula en Ordesa 0



Fotografía 2.24 Primera hembra observada en Ordesa 0



Fotografía 2.25 Archivo fotográfico de los individuos observados durante acciones de seguimiento realizadas en el paraje Lañas de Ordesa en 2022.

Además de estos resultados de seguimiento, se recopilaron a su vez otras citas de la especie por parte de APN's y vigilantes del Parque a lo largo de la temporada que se resumen a continuación:

Valle de Ordesa

- 25 de junio a las 18:15 1 ejemplar. Ordesa 10.
- 29 de junio a las 17:25 1 ejemplar. Ordesa 10.
- 12 de julio. Un ejemplar en árbol junto a puente de Cotatuero (árbol no incluido en seguimiento)
- 23 julio, un ejemplar en Ordesa 10 y otro ejemplar en otro árbol fuera del ámbito de estudio.
- 24 de julio. Un ejemplar en Ordesa 0.

- 25 de julio. Un ejemplar en árbol fuera de estaciones de seguimiento.

Valle de Pineta

- 19 de julio, una hembra sobre tronco de fresno.

Y también se detectaron restos de la presencia de la especie, mediante la localización de un ejemplar que había sido parcialmente depredado al pie de un haya, en la misma zona de estudio si bien en otro tronco de haya que no estaba incluido dentro de las estaciones de seguimiento. Este avistamiento se produjo el 23 de agosto.



Fotografía 2.26 Restos de un ejemplar de *Rosalia alpina* depredado al pie de un haya.



Fotografía 2.27 Cerambícido avispa (*Leptura aurulenta?*)



Fotografía 2.28 Symphyta (*Cymbex fagi*) antes de pupar



Fotografía 2.29 Asílido (*Laphria flava*) sobre tronco de haya.



Fotografía 2.30 Grabando la especie con el equipo de Esta es mi Tierra de Antena Aragón.



Fotografía 2.31 *Rosalia alpina*.

A continuación se muestra a modo de síntesis en una tabla los resultados de los últimos cuatro años en los que se ha realizado el seguimiento de *Rosalia alpina* en el PNOMP. Los resultados obtenidos este año se incluirán en la base de datos creada en 2019 para recoger las citas de la especie.

Año	Nº Muestreos	Estaciones muestreo	Imagos detectados	Localización
2019	56	29	12	Ordesa 1, Ordesa5, Ordesa 8, Ordesa 10
2020	60	19	2	Ordesa 7 y Ordesa 10
2021	55	19	2	Ordesa 1
2022	156	12	18	Ordesa 0, Ordesa 7, Ordesa 8, Ordesa 10 y Ordesa 11

Tabla 2.9. Resultados del seguimiento de *Rosalia alpina* en el PNOMP.

Además, se han ido recogiendo también otras citas de la especie fuera de las acciones de seguimiento, lo que eleva el número total de imagos avistados en el periodo 2019-2022 en el Parque a 64 individuos.

Por otro lado, este año se han recopilado las citas más tempranas de las que se tenía constancia reciente, con avistamientos de imagos a partir del 25 de junio y las observaciones más tardanas de las que se tiene constancia fue un individuo avistado el 3 de Septiembre en el año 2020.

2.5.4 Mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris arion*)

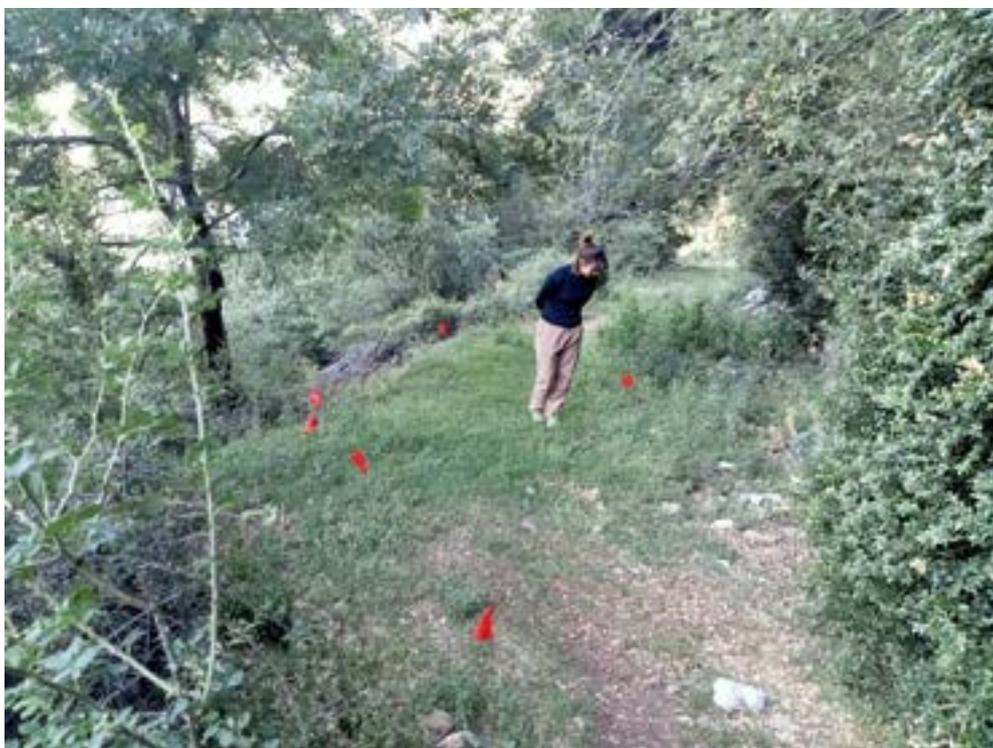
El trabajo ha consistido en generar información sobre la distribución y abundancia de la planta nutricia de la hormiguera lunares en sus localidades conocidas en el valle de Escuaín, que se encuentran entre las localidades de Estaroniello y Rebilla.

El trabajo se realizó durante los días 7, 8 y 26 de julio, aprovechando la facilidad de detección que presenta la planta nutricia, al estar en el periodo floración. Se comenzó muestreando las parcelas que se encuentran incluidas en la microreserva de Rebilla, para seguir a continuación por las adyacentes a la microreserva y para finalizar en las que se encuentran junto al núcleo de población de Estaroniello.

Para realizar el muestreo se fue batiendo toda la superficie de cada parcela seleccionada por dos personas y anotando la presencia de los pies de orégano y su abundancia. Con una App se georreferenciaron los ejemplares y con unos banderines se iba marcando cada planta nutricia. Muestreada una parcela, se pasó a la siguiente y así sucesivamente.



Fotografía 2.32 Ejemplar de orégano en flor.



Fotografía 2.33 Muestreo, georreferenciación y marcaje de plantas nutricias en parcelas.



Fotografía 2.34 *Phengaris arion*



Imagen 2.1. Ortoimagen con georreferenciación de pies de orégano en las parcelas de Rebilla

Recogida esta información en el campo, queda pendiente la representación de resultados de las distintas coberturas espaciales generadas y el cálculo de abundancias y/o el cálculo de densidad de planta nutricia en cada una de las parcelas.

2.5.5 Mariposa apolo (*Parnassius apollo*)

El objetivo de este trabajo ha sido el de comenzar a muestrear zonas potenciales para la presencia de la especie en el Parque Nacional y sus zonas adyacentes, recogiendo datos sobre la presencia y abundancia de las plantas nutricias de la especie así como también de zonas con presencia de las orugas de la mariposa apolo.

Se dedicaron cinco jornadas de trabajo, comprendidas entre el 26 de mayo y el 16 de junio al muestreo de plantas nutricias y de orugas en los recorridos que se sintetizan en la siguiente tabla.

Fecha	Recorrido	Valle
26/05/2022	Cuello Arenas-La Estiva-Nerín	Añisclo
01/06/2022	Zierracils-Cuello Arenas-Nerín	Vallibió
09/06/2022	Cuello Arenas- Güerdios	Vallibio
14/06/2022	Cuello Arenas-La Estiva 2	Añisclo
16/06/2022	Caldaruelo	Vallibió

Tabla 2.10 Localidades muestreadas en 2022 para la búsqueda de plantas nutricias y de orugas de mariposa apolo

CUELLO ARENAS-LA ESTIVA-NERÍN

Se realizó un recorrido a pie andando desde Cuello Arenas, siguiendo toda la línea de crestas de la Estiva para bajar a continuación hasta el pie de los cortados del Añisclo de la margen hidrográfica derecha para luego recuperar el camino en dirección a Nerín pueblo. El esfuerzo de muestreo se realizó por cinco personas y participaron estudiantes que se encontraban de prácticas en el PNOMP (responsable Javier Estradera). Esta visita se realizó el 26 de mayo y se observó que desde Cuello Arenas hacia el pico de

la Estiva, los ejemplares del género *Sedum* que se fueron detectando, entre las cotas 1.800 m y 2.000 eran muy escasos y estaban muy incipientes (estaban empezando a nacer-crecer) sobre esta zona había poco suelo y poca vegetación, el sustrato era muy pedregoso. En la bajada hacia los cortados de Añisclo, entre cotas 2.000 y 1.800m, ya entrando en las laderas ocupadas por pasto, los *Sedum* se localizan en los afloramientos rocosos de tipo lapiaz, colonizando la interfase roca-pasto con suelo muy poco profundo (1-2cm). En la bajada por el barranco Ballatar se deja la zona de pastos y aparece de forma más frecuente el suelo rocoso desnudo, con poca vegetación y sobre ellos los ejemplares de *Sedum*, de forma poco abundante, hasta la llegada a la localidad de Nerín. En los alrededores del pueblo se observa la mayor densidad de individuos de *Sedum* de todo el día y además, éstos se encuentran significativamente más desarrollados –ofreciendo mayor posibilidad de alimentación a las orugas- a esta cota en torno a 1.300 msnm que lo observado a 1.800 metros. En ningún momento del recorrido realizado se observaron orugas de mariposa apolo sobre los ejemplares de *Sedum* detectados.

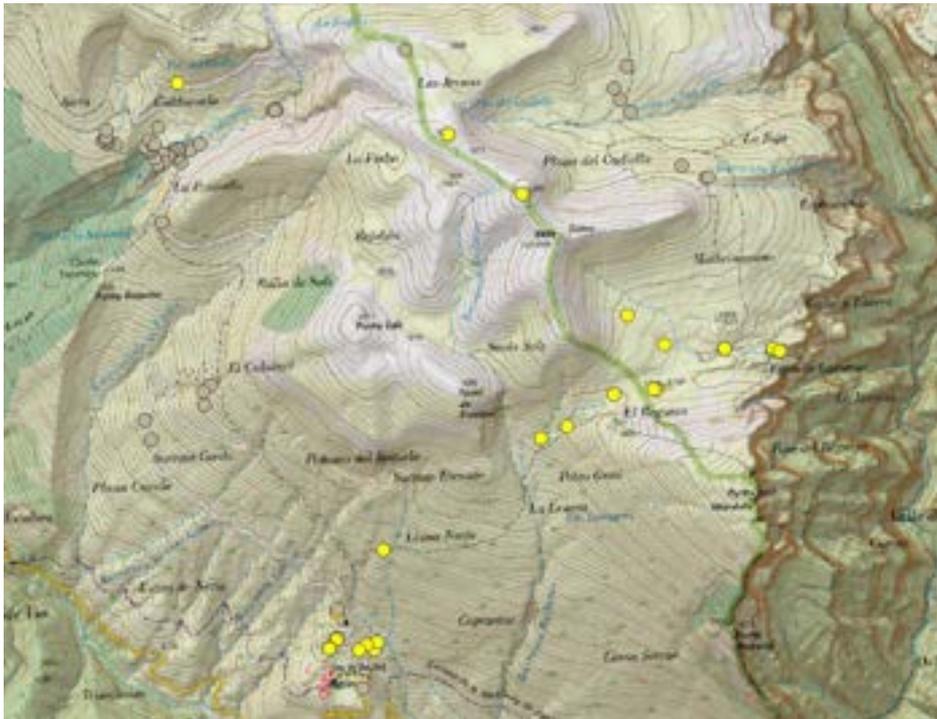


Imagen 2.12 Observaciones de *Sedum* registradas en el recorrido Cuello Arenas-La Estiva-Nerín.



Fotografía 2.35 *Sedum* incipiente, naciendo a finales de mayo en el recorrido Cuello Arenas-La Estiva- Nerín.

ZIERRACILS-CUELLO ARENAS-NERÍN

Se realiza un recorrido que comienza en Zierracils, tras salir de la Cárquera, en la primera parte del recorrido los sustratos ácidos hacen que el *Sedum* no sea muy abundante en esta zona, apareciendo ejemplares aislados y dispersos en torno a la cota 2.100 msnm –también se observan siemprevivas dispersas (quizá a esta altitud, aún no habían nacido todas las plantas que tenían que nacer para estas fechas)- y posteriormente y conforme vuelve a aparecer la roca caliza va apareciendo de forma más abundante. En el entorno de Cuello Arenas, los ejemplares de *Sedum* y siemprevivas observados se encuentran sobre los pavimentos calcáreos que afloran, formando una orla en la interfase roca-pasto a unos 1.800-1.900 msnm.

A la altura de la cabecera de Caldaruelo, hay una zona con abundante *Sedum* entre 1.700 y 1.800 metros. En esta zona hay pastos –excepto en los afloramientos rocosos de tipo pavimentos calcáreos- si bien se está empezando a matorralizar con erizón y otras especies arbustivas (bojes, aliagas, endrinos, rosales silvestres) incluso

colonizando con pinos. Es en la zona que se localiza mayor abundancia de *Sedum* y están ligeramente más desarrollados que los que se encuentran entre 1.800 y 2.000 ofreciendo más posibilidad de alimento a las orugas de mariposa apolo, si bien, no se observa ninguna. A 1.600 en las cunetas de la pista forestal que baja hacia Nerín se observan ejemplares de *Sedum*, en especial en afloramientos rocosos ya que el resto de ladera comienza a estar bastante cubierta (casi al 100%) de vegetación arbórea y arbustiva. En estos afloramientos rocosos se observan varias especies de *Sedum* y es donde se encuentran además más crecidos.

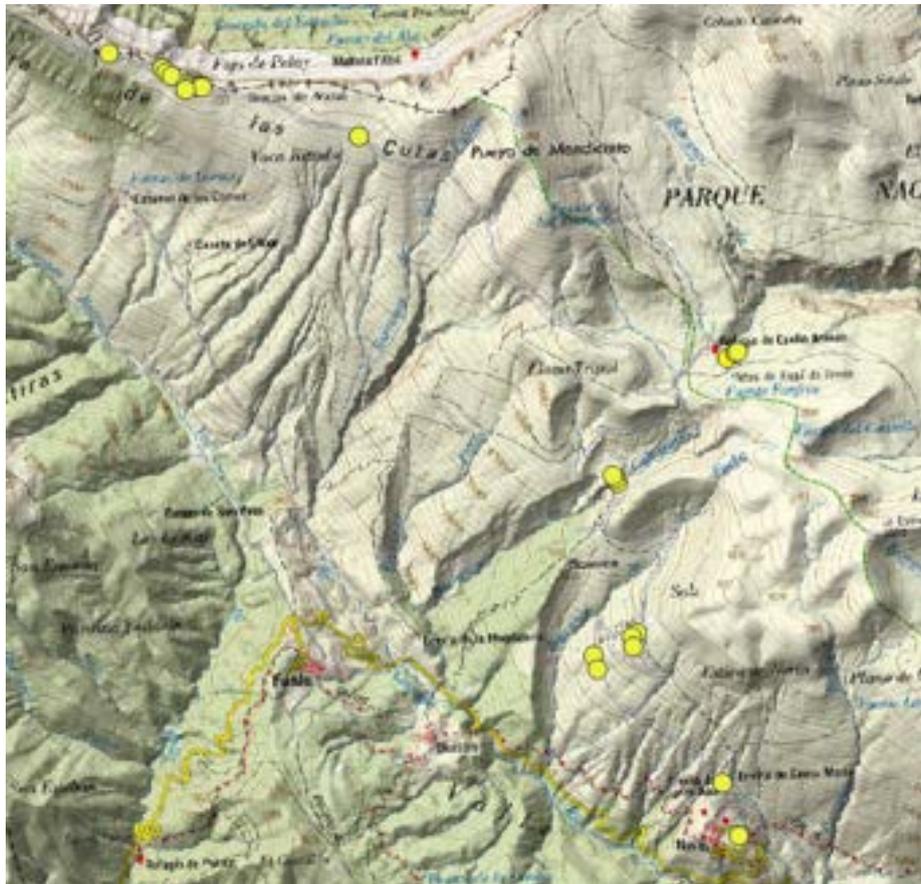


Imagen 2.13 Observaciones de *Sedum* y *Sempervivum* registradas en el recorrido Zierracils-Cuello Arenas-Nerín.



Fotografía 2.36 *Sedum* y *Sempervivum* no se encuentran de forma abundante en el recorrido Zierracils-Cuello Arenas-Nerín.

CUELLO ARENAS-GÜERDIOS

El 9 de junio se realiza un nuevo recorrido que parte desde Cuello Arenas en dirección a la cabera del barranco Pardina (paraje Güerdios), en la primera parte del recorrido se van encontrado *Sedum* a rodales (y *Sempervivum* menos abundante pero también presente), formando pequeños parches, al principio es relativamente abundante, sobre todo coincidiendo con los afloramientos rocosos entre 1.900 y 2.050, luego en la segunda mitad del recorrido que va ya por la margen hidrográfica izquierda de la cabecera del barranco Pardina se vuelve más escaso, como mucho hay pequeños rodales aislados unos de otros.



Imagen 2.14 Observaciones de *Sedum* y *Sempervivum* registradas en el recorrido Cuello Arenas-Güerdios.

CUELLO ARENAS- LA ESTIVA 2

Se realiza un recorrido que parte desde Cuello Arenas y discurre en dirección a la Estiva, pero yendo a una cota altitudinal intermedia, en torno a 1.800-1.900m a mitad de ladera y buscando afloramientos rocosos, de tipo pavimentos calcáreos. En la primera parte del recorrido los ejemplares de *Sedum* y *Sempervivum* que se encuentran son escasos, posteriormente se vuelve algo más abundante para luego de nuevo comenzar a rarificarse y a aparecer con menor grado de desarrollo (más incipiente).

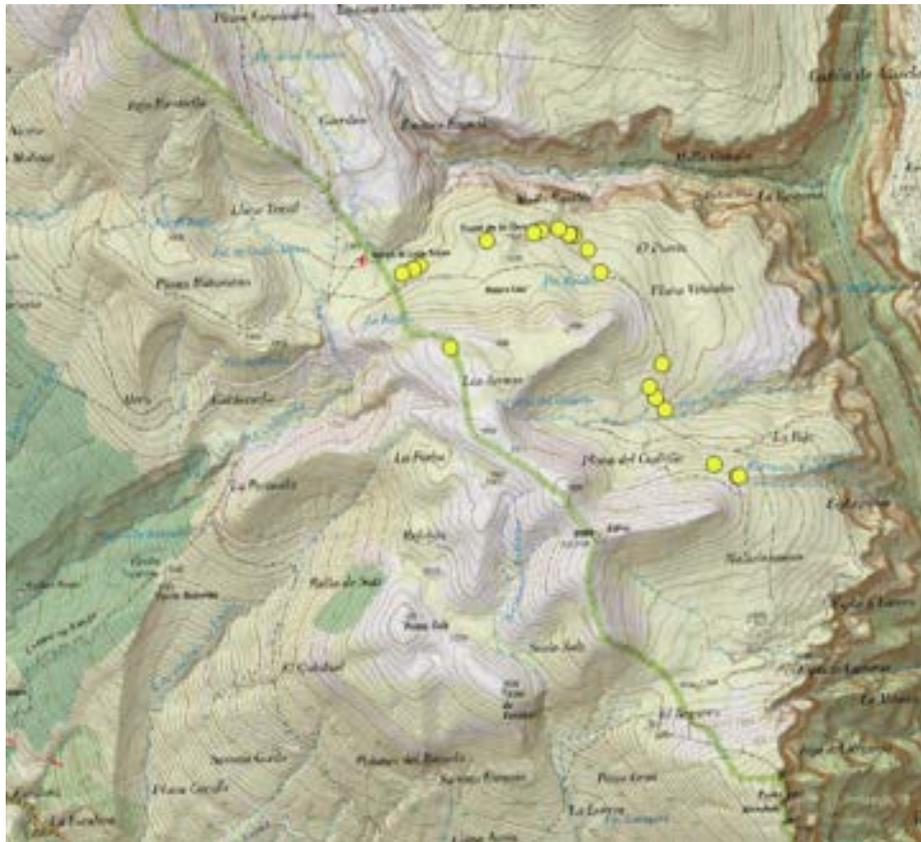


Imagen 2.15 Observaciones de *Sedum* y/o *Sempervivum* registradas en Cuello Arenas-La Estiva 2.



Fotografía 2.37 Apenas aparece *Sedum* en las zonas pedregosas de las crestas de la Estiva.



Fotografía 2.38 El *Sedum* presente está comenzando a nacer y aún es muy incipiente en cotas en torno a 1800 metros.

No se observan en el recorrido ningún ejemplar de oruga de apolo sobre los ejemplares de *Sedum/Sempervivum*.

CALDARUELO

El 16 de junio se realiza un último recorrido, buscando una zona a más baja cota con hábitats favorables. Se selecciona la cabecera del barranco de Caldaruelo, en una cota altitudinal en torno a 1.750 metros. Esta zona todavía no se ha matorralizado tanto como las zonas más bajas, y aun dominan los pastos, en un entorno también con abundantes afloramientos rocosos.

En torno a dichos afloramientos rocosos, de tipo pavimentos calcáreos, se detecta de forma abundante *Sedum*, formando pequeños rodales en la interfase roca-pasto. Además, es la zona donde se encuentran más desarrollados (no tan incipientes como en las zonas altas) ofreciendo más disponibilidad de alimento a las orugas. No se detectan orugas en el muestreo, pero sí dos ejemplares volando en la zona de mariposa apolo, por lo que parece que en esta temporada, la fenología va algo adelantada, cuestión que se corrobora con algunas citas muy tempranas de la especie registradas el 23 de mayo en el valle de Bujaruelo o el 10 de junio en la Sierra de las Cutas.



Fotografía 2.39 Rodales de *Sedum* abundantes sobre roca madre.



Fotografía 2.40 El erizón y el boj están matorralizando muchas zonas por debajo de 1800 m,



Fotografía 2.41 Aliagas, bojes, erizón e incluso pinos tapizan muchas zonas por debajo de 1.800 m,



Fotografía 2.42 Rodales de *Sedum* abundantes sobre pavimentos calcáreos en Caldaruelo.

2.5.6 Mariposa blanca de Asso o Mnemosyne (*Parnassius mnemosyne*)

Los trabajos con la mariposa mnemosyne en esta temporada 2022 se han centrado en el muestreo de localidades potenciales de la planta nutricia de la oruga, que es *Corydalis solida solida*.

Esta especie de papaverácea es un geófito se desarrolla en zonas ricas en nitrógeno, como suelen ser las zonas más frecuentadas o majadeadas por el ganado, vive en bordes de bosque o en zonas de pasto, a veces al pie de cantiles rocosos situados entre 1.150 y 2.300 metros. Florece de marzo a mayo.

Se han recopilado las citas de la especie en el PNOMP y sus zonas adyacentes y también otras citas existentes en páginas web de aficionados a la fotografía de la naturaleza. Se encontraron dos citas de la especie, una de ellas en el paraje conocido como Salto del Pitx, en Bujaruelo y otra en el fondo de valle de Pineta, al final del circo.

La primera localidad, situada en el valle de Bujaruelo fue muestreada con fecha 23 de mayo con resultado negativo. La segunda localidad, situada en el valle de Pineta, fue muestreada los días 17 y el 23 de mayo. En el primer muestreo se localizó, en una de las márgenes de la pista, varios ejemplares, muy pequeños que podrían corresponderse a *Corydalis solida solida*. Se decidió revisitar la zona el día 23 de mayo para ver si se podía confirmar la especie una vez que estuvieran más crecidos los ejemplares, sin embargo, la zona había sido pastada por el ganado vacuno y las plántulas que se habían georreferenciado en la primera visita habían desaparecido, encontrándose el suelo removido.



Fotografía 2. 43 Ejemplar prácticamente recién nacido, que podría corresponderse a *Corydalis solida solida*

2.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

En el caso de la mariposa isabelina, la metodología de seguimiento basada en el uso de feromona sintética, ha funcionado excepcionalmente en la revisión de las 13 localidades de seguimiento propuestas por Marí-Mena y Vila para el P. Nacional y su entorno. En el 100% de las localidades muestreadas se ha podido detectar la especie en una única noche de muestreo, demostrando su elevada eficiencia.

En relación a los números de mariposas avistados, finalmente han sido 210 ejemplares capturados en los muestreos realizados por personal vs 317 en los muestreos realizados por Asensi y Vila en 2010. Estas diferencias en la detección de ejemplares podrían

deberse a que los viales de feromona cada vez evaporen menos feromona, ya que fueron sintetizados hace 10 años y han sido utilizados reiteradamente, por lo que han podido perder algo de eficacia con el tiempo, no obstante, se ha podido comprobar que siguen funcionando adecuadamente como atrayentes. Además también, las capturas han podido estar también algo influenciadas por las condiciones de muestreo, no obstante, hasta con temperaturas próximas a los 5°C, se ha podido atraer con éxito a ejemplares de la especie.

Una vez realizado el seguimiento de la mariposa isabelina con la metodología de la feromona y comparado con los resultados obtenidos en el anterior seguimiento realizado con esta metodología y considerando que la feromona sintética que queda es poca, se propone reservarla para poder hacer otra revisión de las localidades dentro de unos años, conservándola refrigerada hasta entonces en un congelador para evitar la evaporación.

El uso de luces como atrayentes también ha ofrecido interesantes resultados, al mostrarse también como una metodología de seguimiento eficaz para la mariposa isabelina. La probabilidad de detección media que han mostrado las lámparas ha sido de 0,71 en los ensayos realizados en la presente temporada y la capturabilidad media ha sido de 0,28.



Fotografía 2. 44 Trampa de luz en pleno funcionamiento en el Parador de Ordesa

Este método parece muy interesante no sólo para continuar las acciones de seguimiento sino también para inventariar la presencia de la especie en más hábitats potenciales. La capacidad de atracción que ofrece es sin duda bastante inferior que la feromona, ya que esta última puede atraer a ejemplares situados a varios kilómetros de distancia mientras que el alcance atractivo de las luces apenas llegará a unos pocos cientos de metros.

Sería interesante por ejemplo poder utilizar la metodología de las luces como atrayente para muestrear otros hábitats que podrían albergar la especie en el Parque, como podrían ser los pinares híbridos de *P. sylvestris* con *P. uncinata* (*Pinus raethica*) en la franja altitudinal en torno a los 1.700 – 1.800 m de altitud.

El método de seguimiento con la feromona de la mariposa isabelina es muy eficiente y podría implementarse fácilmente en gran parte del área de distribución de la especie, tanto en España como en Aragón para poder monitorizar sus tendencias sin embargo, tiene el inconveniente de que la disponibilidad de feromona sintética ahora mismo es muy baja por lo que en un futuro a corto plazo quizá se podría plantear volver a sintetizarla en laboratorio buscando sinergias con otras CCAA y/o con el Gobierno de

España. La alternativa a esta opción sería diseñar un programa de seguimiento basado en atrayentes lumínicos, que también es viable aunque sea una metodología menos eficiente. Los primeros resultados apuntan a que con 2-3 trampas de luz por localidad podría ser suficiente para detectar la especie en una sola noche de muestreo y con 3-4 lámparas por localidad se podría capturar la especie en una noche de muestreo (con la trampa automática).

Por otro lado, hay que continuar con los muestreos de *Osmoderma eremita* en el Parque con intención de comprobar la presencia actual de la especie en alguna zona pero también para valorar la eficacia o no, de la feromona y el método de muestreo. En años sucesivos se propone muestrear otras áreas dentro del Parque que presenten hábitats adecuados para la presencia de la especie y posiblemente también habrá que repetir este tipo de muestreos en zonas con presencia de la especie, para ver si el método resulta válido o bien hay que pensar en otras aproximaciones metodológicas para poder realizar un seguimiento adecuado de esta especie.

Muestrear zonas en busca de árboles añejos con oquedades que presenten condiciones adecuadas para la presencia de la especie y revisar el *mulch* que contengan, en búsqueda de larvas y/o de otros indicios de la especie (patas, pronotos, élitros...) puede ser un método alternativo y complementario a los muestreos con feromona y además relativamente sencillo de realizar. Además, estos muestreos pueden aportar información sobre lugares adecuados donde poder instalar los grupos de trampas posteriormente.

En relación a los muestreos de *Rosalia alpina*, este año se ha testado la metodología de seguimiento basada en la búsqueda de imagos con esfuerzo de captura controlado. Se han podido muestrear 12 estaciones repetidamente (15 visitas), con intención de poder calcular la detectabilidad que presenta la especie y poder de esa manera, ajustar más el diseño de muestreo en futuras temporadas. La ocupación de los hábitats por la especie en la presente temporada ha sido de 0,42.

A las localidades preseleccionadas para el seguimiento se podrían incorporar algunas estaciones nuevas para intentar aumentar un poco el "n" en próximos años. Hay posibilidad de incorporar nuevas estaciones en Ordesa _lañas y también deberían incorporarse otras estaciones, en otros valles del Parque Nacional. Existe ya una selección de estaciones propuesta para el valle de Pineta que se podría incorporar la temporada siguiente a las acciones de seguimiento de la especie.

Por otro lado, algunas estaciones de las muestreadas en Lañas Ordesa han quedado muy “tapadas por el crecimiento del bosque” (p.e Ordesa 4, Ordesa 5) lo que impide que los troncos se soleen adecuadamente. Unos clareos-desbroces del sotobosque en torno a las estaciones, podrían aumentar las probabilidades de ocupación por parte de la especie.

En relación al cartografiado de las plantas nutricias de *Phengaris arion*, en próximas temporadas habrá que finalizar el muestreo de parcelas potenciales en el valle de Escuaín y por otro lado, comenzar la búsqueda de plantas nutricias en el Soaso de Ordesa, donde esta temporada, se ha vuelto a detectar la presencia de adultos de *Phengaris arion* -después de casi una década desde la última cita de la especie en el valle - con intención también de mejorar el conocimiento de la presencia y abundancia de las plantas nutricias en esta localidad. También sería de interés, iniciar el cartografiado de *Thymus spp* en ambas localidades, ya que es posible que alguna especie de tomillo pueda actuar como planta nutricia, además de los oréganos.

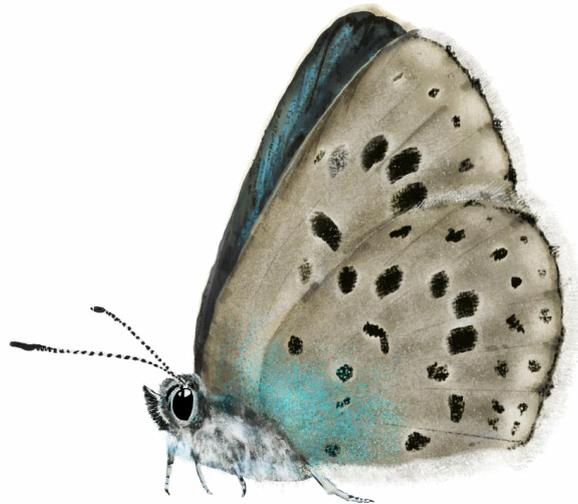


Imagen 2.16 Dibujo de un ejemplar de Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*)

Respecto a la mariposa apolo será necesario reforzar los esfuerzos prospectivos en próximos años, dirigidos a detectar donde se encuentran las orugas de mariposa apolo –y donde abundan sus plantas nutricias-. De los resultados preliminares obtenidos este año, todo parece indicar que las zonas situadas por encima de 1.900 metros no son

adecuadas para la especie, a consecuencia de que las plantas nutricias se encuentran muy incipientes, en el momento que deberían estar disponibles para las orugas en los meses de mayo y junio.

Además, los datos obtenidos de imagos de la especie este año (con adultos en vuelo el 23 de mayo) sugieren que las mariposas han adelantado el comienzo del periodo de vuelo, por lo que estas zonas altas, todavía serían menos potenciales. También hay que tener cuenta que más debajo de 1.800 metros, se está produciendo una matorralización de los hábitats que puede condicionar la presencia de plantas huésped, al ser cubiertas por el estrato arbustivo formado fundamentalmente por erizón y boj. Estas dos cuestiones condicionan mucho la disponibilidad de hábitat potencial para la especie en el Parque.

Respecto a la mariposa blanca de Asso o *Mnemosyne*, será necesario en próximos años re-visitarse las localidades conocidas de la especie y comprobar la presencia o no de las plantas nutricias en estas localidades y en otras que pudieran detectarse, con objeto de establecer un seguimiento o monitorización a largo plazo de las mismas. Habrá que observar a su vez, si el ganado vacuno en Pineta pueda estar afectando a la presencia y abundancia de planta huésped y de que manera, se podría proteger estos núcleos poblacionales, quizá mediante la instalación de algún vallado de exclusión ganadera. En cualquier caso, la distribución de esta planta en el Parque a priori parece muy escasa, lo que puede ser un hándicap ya de por sí para detectar núcleos poblacionales de *Parnassius mnemosyne*.

2.7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Larsson, M.C., Hedin, J., Svensson, G.P., Tolasch, T and Francke, W. 2003. Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology*, vol 29 nº 3.

Larsson, M.C. & Svensson, G.P. 2011. Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*: *Journal of insect conservation* 15:891-902.

Monasterio León, Y (coord); Garcia Carrillo, A.; Vicente Arranz, J.C.; Marí Mena, N.; Murría Beltrán, E.; Arce Crespo, J.I.; Escobés Jimenez R. 2017. La "graellsia", *Actias isabellae* (Graells, 1849) Historia, genética, ecología, distribución y conservación de un emblema de nuestra fauna. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 58 pp

Marí Mena, N. 2013. Conservation genetics of the protected moth *Graellsia isabellae* (Lepidoptera: Saturniidae). Tesis doctoral. Departamento de Biología Molecular y Celular. Universidad da Coruña.

Marí Mena, N.; López-Vaamonde C.; Naveira, H.; Auger-Rozenberg, M.A. and Vila, M. 2016. Phylogeography of the Spanish Moon Moth *Graellsia isabellae* (Lepidoptera, Saturniidae). *BMC Evolutionary Biology* 16:139 20pp

Marí Mena, N.; Naveira, H.; López - Vaamonde C. and Vila, M. 2019. Census and contemporary effective population size of two population of the protected Spanish Moon Moth (*Graellsia isabellae*). *Insect Conservation and Diversity* 12: 147-190.

Micó, E., Murria, E. y 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.

Millar, J.G.; McElfresh, J.S.; Romero, C.; Vila, M.; Mari-Mena, N.; López-Vaamonde C. 2010. Identification of the Sex Pheromone of a Protected Species the Spanish Moon Moth (*Graellsia isabellae*). *J. Chem. Ecol.* 36: 923-932.

Monasterio León, Y (coord); Garcia Carrillo, A.; Vicente Arranz, J.C.; Marí Mena, N.; Murría Beltrán, E.; Arce Crespo, J.I.; Escobés Jimenez R. 2017. La “graellsia”, *Actias isabelae* (Graells, 1849) Historia, genética, ecología, distribución y conservación de un emblema de nuestra fauna. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 58 pp

Murría Beltrán, E. 2002. Determinación del Estado y distribución de las poblaciones de insectos de interés comunitario y especial en Aragón. Informe inédito.

Murría, E., Murria, F. y Murria, A., 2004. Presencia de *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) en Aragón (España): Distribución y ecología. (Coleoptera: Cetoniidae). *Catalogus Entomofauna aragonesa*. 31:1-23.

Murría Beltrán, A. & Murria Beltrán, F. 2006. Contribución al Catálogo de los Cerambícidos de Aragón (Coleoptera: Cerambycidae). Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, n1 38 (2006) : 341–342.

Romo, H.; García-Barros, E.; Martín, J.; Ylla, J. y López, M. 2012. *Graellsia isabelae* en W.A.A., Bases Ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España. Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 53 pp.

Ugarte, I., Pagola, S. y & Zabalegui, I. 2002. Estado Actual (Distribución, biología y conservación en la Comunidad Autónoma del País Vasco de cuatro coleópteros (Insecta: Coleoptera) incluidos en la directiva de hábitats 92/43/CEE de la Comunidad Económica Europea. Departamento de Ordenación del territorio y medio ambiente. Gobierno Vasco.

CAPÍTULO 3. SEGUIMIENTO HIDROLÓGICO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

PROPUESTA RB-24020

Memoria final 2022



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN

SEGUIMIENTO HIDROLÓGICO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación. Revisión del informe

Autores del informe

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (IGME-CSIC)

L. Javier Lambán. Científico Titular (Unidad de Zaragoza). Coordinación y redacción del informe.

Jorge Jódar. Científico Titular (Unidad de Zaragoza). Coordinación y redacción del informe.

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ignacio Gómez. Técnico 1. Coordinación y revisión del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Trabajo de campo, redacción del informe y tratamiento cartográfico.

Fernando Carmena. Auxiliar técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2C. Revisión del informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Revisión del informe.

Ana Trujillano Dorado. Técnico 2. Revisión del informe.

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Ana Rodríguez Brualla. Trabajo de campo.

*"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:
Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).*

Este trabajo debería ser citado como:

Lambán, L.J., Jódar, J., Gómez, I., Jimeno, P., Carmena, F. y Villaespesa, F. (2022). Capítulo 3. Seguimiento hidrológico. En *PNOMP (Ed.), Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. IGME- SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

CONTENIDOS

3.1. RESUMEN	173
3.2. INTRODUCCIÓN	174
3.3. MATERIAL Y MÉTODOS	176
3.3.1 Trabajos de campo	176
3.3.2 Trabajos de laboratorio	181
3.4 RESULTADOS	182
3.4.1 Seguimiento hidrológico e isotópico. Precipitación y manantiales	182
3.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	196
3.6 REFERENCIAS	198

3.1. RESUMEN

En 2022 se han realizado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido diversos trabajos englobados en las campañas de seguimiento hidrogeológico que se llevan desarrollando en el espacio natural desde hace ya once temporadas.

Se han realizado dos visitas para la caracterización isotópica y físico – química de las aguas superficiales y subterráneas más representativas del Parque Nacional, una en primavera (del 16 de mayo al 1 de junio) y otra en otoño (del 11 de octubre al 2 de noviembre). Los puntos de agua muestreados en 2022 han sido:

- Piezómetro Bujaruelo, río Arazas (La Canalera), As Fuens, Barranco Gallinero, Barranco L´Abellana, Fuen Roya 1 (ferruginosa), Fuen Roya 2, y Fuen Mochera (cuena de los ríos Ara y Arazas).
- Fuen Blanca, río Bellós en San Úrbez y Os Baños (cuena del río Bellós).
- Fuente de Escuaín y río Yaga aguas abajo de la Fuente de Escuaín (cuena del río Yaga).
- Manantial del Felqueral y río Cinca en Ronatiza (Cuena del río Cinca).

También se han recogido de forma periódica las muestras de lluvia acumuladas en la estación meteorológica (LTER) sita en las inmediaciones del antiguo Parador de Ordesa y procedido al mantenimiento y mejora del “*toma muestras*” allí instalado.

En 2022 y para valorar la calidad de las aguas del Parque Nacional, se han realizado varios muestreos de macroinvertebrados bentónicos en algunos puntos del mismo y a su vez, también en las cercanías del refugio de Góriz, única instalación antrópica permanente en el interior del espacio protegido.

Diversos problemas de distinta índole han impedido realizar a los técnicos del IGME-CSIC algunos muestreos específicos previstos en el sistema kárstico de Monte Perdido encaminados a conocer mejor su funcionamiento. Las exploraciones del sistema subterráneo de Cueva Garcés han tenido que ser pospuestas y otras campañas en el ibón de Marboré y el entorno de Góriz han corrido la misma suerte. Esperemos que estas carencias puedan ser subsanadas en la próxima campaña.

3.2. INTRODUCCIÓN

Los valles que conforman el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) se vertebran sobre un eje central, el gran macizo calcáreo de Marboré – Monte Perdido que, con 3.348 m en su punto más alto, acoge en su interior el karst situado a una mayor altitud de toda Europa Occidental.

Quien conozca las zonas altas del Parque Nacional, sabrá de la escasez de aguas superficiales en altura. Aquí son raros los ibones o lagos de montaña, sólo dos de cierta entidad (uno de ellos represado) adornan con sus gélidas aguas los parajes calizos de la alta montaña, el ibón de Marboré y el ibón Chelau de Monte Perdido. Estos últimos años debido al calentamiento global, a la escasez de precipitaciones en forma de nieve y al retroceso de los hielos, van apareciendo otros pequeños ibones de escasa entidad, pero de gran interés científico, como el situado a los pies de la cara sur del Pico Añisclo (ibón de Arrablo) o el de Tormosa, en plena cara norte del macizo. Gran parte de la precipitación, lluvia o nieve, se infiltra y recarga los acuíferos. Las reservas de agua dependen en gran medida de la cantidad de nieve caída ya que, dada la naturaleza kárstica del terreno, buena parte del agua de lluvia descarga rápidamente a través de los numerosos manantiales que jalonan el paisaje. Esta agua es de vital importancia para el mantenimiento de los ecosistemas y la biodiversidad de toda la zona.



Fotografía 3. 1 Cueva de la surgencia del Yaga en octubre de 2022.

Desde el año 2011 investigadores del Instituto Geológico y Minero de España (IGME-CSIC), en colaboración con el PNOMP a través de la propuesta de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales que gestiona la empresa pública SARGA, han realizado un seguimiento hidrogeoquímico e isotópico sistemático, tanto del agua de entrada (precipitación) como de descarga (ríos y manantiales). El objeto de este seguimiento es el de conocer el funcionamiento hidrogeológico del Parque Nacional (cota de recarga, tiempos medios de tránsito del agua subterránea, etc.) para contribuir a su mejor gestión y conservación. Durante este tiempo se ha contado con la colaboración de grupos de espeleología (OTXOLA), con el apoyo de expertos de la Universidad Politécnica de Cataluña o la Autónoma de Madrid, así como la ayuda del personal del PNOMP en tareas de apoyo en el campo y coordinación.

La propuesta de apoyo para 2022 en los que SARGA ha colaborado en los estudios hidrogeológicos del IGME-CSIC en el PNOMP, se puede resumir en los siguientes puntos:

- Toma de muestras de aguas superficiales y subterráneas en los manantiales más representativos del PNOMP (dos campañas de muestreo anuales: primavera – otoño). Análisis fisicoquímicos realizados *in situ* (pH, potencial Redox, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto). Etiquetado, conservación y entrega.
- Recogida de muestras de precipitación (lluvia) en el “*toma muestras*” situado en el antiguo Parador de Ordesa para su posterior análisis fisicoquímico e isotópico en laboratorio. Etiquetado, conservación, entrega y mantenimiento del equipo.
- Análisis de macroinvertebrados en el entorno del refugio de Góriz y en varios puntos del Parque Nacional para evaluar el estado de calidad de sus aguas.



Fotografía 3. 2 Monte Perdido – Marboré, cara norte.

Estos trabajos se enmarcan dentro del proyecto de investigación científica en la red de Parques Nacionales: “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático y global en los recursos hídricos en Parques Nacionales de alta montaña” (Referencia SPIP2021-02741).

3.3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.3.1 Trabajos de campo

Recogida periódica de muestras de precipitación.

Con carácter preferentemente mensual se procede a la recogida del agua de lluvia del “*toma muestras*” instalado en la estación meteorológica (LTER) situada en las inmediaciones del antiguo Parador de Ordesa. Este aparato casero de recogida de lluvia consta de un bidón azul de 40 L de capacidad con un embudo con filtro sujeto con tornillería que sirve de colector y otro bidón más pequeño de 10 L en su interior que sirve de receptor del agua. A este bidón pequeño se le añade una capa de unos 2 mm de vaselina que sirve para evitar el fraccionamiento isotópico por evaporación de la muestra de precipitación recogida, así como la posible contaminación por pólenes y otros organismos.



Fotografía 3. 3 “*Toma muestras*” (bidón azul) en la estación meteorológica (LTER) del Parador de Ordesa.

Es importante recoger las muestras antes de que éste rebose, aunque dicho muestreo corresponda a un solo evento de precipitación (suceso extraordinariamente anómalo), anotando el periodo de muestreo y/o la fecha de dicho evento.

El agua recogida se conserva en botellas de PVC de doble tapón (500 mm y 100 mm para análisis físico – químicos e isotópicos respectivamente) etiquetadas con el periodo de recogida de la muestra. Posteriormente es conservada en refrigerador hasta su traslado a laboratorio.

Es necesario mantener limpio el recipiente de almacenaje de la muestra asegurándose de que el recipiente interno ha quedado libre de impurezas; para ello se lava con agua destilada y se añade posteriormente una lámina de vaselina líquida para evitar así procesos de contaminación y de fraccionamiento isotópico por evaporación del agua almacenada.

Durante el tiempo que se almacenen las muestras antes de su envío al IGME-CSIC, estas han de conservarse refrigeradas.

Análisis físico químico de campo y muestreo hidrogeoquímico e isotópico de aguas superficiales y subterráneas (manantiales)

Para realizar este trabajo se procede a la recogida periódica (dos campañas de muestreo a lo largo del año) de muestras de aguas superficiales y subterráneas (manantiales) previamente seleccionadas y que se detallan en la Tabla 3.1.

Puntos de muestreo	X (m)	Y (m)
Río Arazas en puente dera Canalera	737428	4726136
Río Bellós en el puente de San Úrbez	750400	4716606
Río Yaga (aguas abajo de la Fuente)	756633	4721393
Río Cinca (Ronatiza)	753436	4728734
Fuen Os Baños (Añisclo)	755001	4711735
Fuen Blanca (Añisclo)	750756	4725764
Fuen Roya 1 –ferruginosa- (Ordesa)	742006	4726148
Fuen Roya 2 (Ordesa)	742010	4726148
As Fuens (Ordesa)	740622	4725992
Barranco l´Abellana (Ordesa)	742306	4727155
Fuen Mochera	746402	4725543
Manantial de Góriz	747141	4727853
Fuen Roldán	746523	4727889
Fuen Garcés	747122	4726571
Barranco de Góriz (aguas arriba del refugio)	747136	4728024
Barranco de Góriz (aguas abajo del refugio)	746831	4727820
Barranco del Gallinero (Ordesa)	741171	4726975
Fuente del Felqueral (Pineta)	751080	4730679
Piezómetro Bujaruelo (ZPP, Bujaruelo)	737344	4726809
Fuente de Escuaín	756402	4721421

Tabla 3. 1 Aguas superficiales y manantiales objeto de seguimiento en el PNOMP en 2022. Las coordenadas están expresadas en UTM ETRS89 (30T).



Fotografía 3. 4 Medida de parámetros fisicoquímicos en la Fuente de Escuaín en octubre de 2022.

Para realizar las mediciones fisicoquímicas de los manantiales se utiliza una sonda portátil multiparamétrica HANNA Mod. HI98194 que registra los siguientes parámetros:

- Ph Mide el grado de acidez de la muestra.
- Potencial Redox (mV) Mide la energía química de oxidación-reducción.
- Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) Expresa el volumen de sales disueltas.
- Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) Reflejada en grados centígrados.
- Oxígeno disuelto (mg/l y %) Concentración de O_2 en la muestra.

Las mediciones se realizan dos veces. La primera se hace directamente sobre las aguas del manantial (fotografía 3.4), escogiendo un lugar apropiado para ello, sin muchas turbulencias y corrientes que puedan alterar la medida; conviene esperar un poco a que los sedimentos se posen y la sonda acabe de calcular correctamente los diferentes parámetros. El segundo análisis se hace en el vaso de precipitados que contiene la sonda, anotando los resultados en la ficha de campo ideada al respecto; el vaso ha de ser enjuagado previamente con el agua del propio manantial para homogeneizar la muestra.

La toma de la muestra de agua se conserva en botellas de PVC de doble tapón, etiquetadas con el lugar y fecha de recogida. Se conservan en refrigerador hasta su posterior envío a los laboratorios para su análisis.

Junto con las muestras se entregan fichas Excel con los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ*, tanto en el manantial como en el vaso.

Evaluación del estado de calidad de las aguas en el entorno del refugio de Góriz y en otros puntos del PNOMP.

Para realizar este trabajo se miden *in situ* los parámetros fisicoquímicos del agua y se toman muestras para su posterior análisis en laboratorio (análisis químicos, isotópicos y biológicos).

Se realiza también un muestreo de macroinvertebrados bentónicos en el entorno del refugio de Góriz así como en los ríos Bellós y Yaga durante la temporada de mayor afluencia (verano); se muestrean y recolectan ejemplares de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en dos lugares del entorno del refugio de Góriz (aguas arriba y aguas abajo del barranco homónimo) y en un punto del río Bellós aguas abajo del límite del Parque Nacional y en otro punto del río Yaga a la altura de Estaroniello.

Los puntos de muestreo se presentan en la Tabla 3.2.

Punto de muestreo	X (m)	Y(m)	Z (m s.n.m.)
Barranco de Góriz (aguas arriba del refugio)	747136	4728024	2220
Barranco de Góriz (aguas abajo del refugio)	746831	4727820	2140
Río Bellós	755641	4711537	645
Río Yaga (Estaroniello)	758642	4795620	840

Tabla 3. 2 Puntos de muestreo de calidad de aguas en el entorno de Góriz, río Bellós y río Yaga. Las coordenadas están expresadas en UTM ETRS89, Huso 30T.

Las muestras biológicas serán recogidas siguiendo los protocolos descritos por la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2006): los invertebrados acuáticos son capturados con una red tipo *Surber* de 250 µm de luz de malla, muestreándose todos los hábitats presentes en cada punto de muestreo (rápidos, remansos, gravas, rocas...). Los macroinvertebrados se fijan *in situ* con formol diluido al 37% y, una vez en el laboratorio,

se lavan y conservan en etanol al 70%, hasta ser contados e identificados mediante las claves generales de Tachet et al. (2010).



Fotografía 3. 5 Muestra de macroinvertebrados en el entorno del refugio de Góriz.

3.3.2 *Trabajos de laboratorio*

Los análisis químicos (elementos mayoritarios y metales pesados) se realizan en el Laboratorio del Instituto Geológico y Minero de España en Tres Cantos (Madrid). Los análisis isotópicos ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) se llevan a cabo en el Laboratorio del Servicio Interdepartamental de Investigación (SIDI) de la Universidad Autónoma de Madrid. Dichos análisis han sido financiados por el proyecto de investigación científica en la red de Parques Nacionales: “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático y global en los recursos hídricos en Parques Nacionales de alta montaña”

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Seguimiento hidrológico e isotópico. Precipitación y manantiales

Recogida periódica de muestras de precipitación.

En 2022 se han recogido periódicamente las muestras de lluvia acumuladas en la estación LTER de las inmediaciones del Parador de Ordesa.

En la Tabla 3.3 se presentan los periodos de recogida y volúmenes de agua muestreados en cada visita.

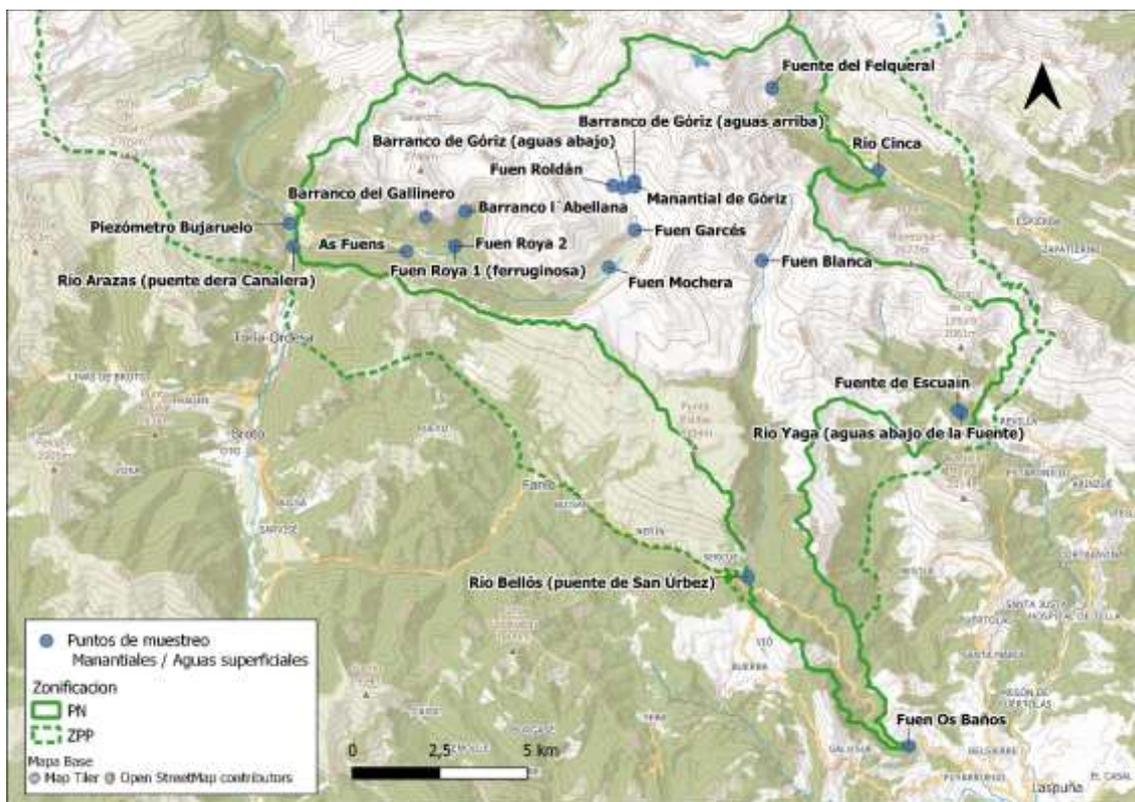
LOCALIDAD	FECHA INICIO	FECHA FIN	MUESTRAS RECOGIDAS
PARADOR	18/01/2022	18/03/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	18/03/2022	21/04/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	21/04/2022	18/05/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	18/05/2022	06/06/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	06/06/2022	21/07/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	21/07/2022	16/08/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	16/08/2022	03/10/2022	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	03/10/2022	28/11/2022	100 ml. + 500 ml.

Tabla 3.3 Periodos de recogida y volúmenes de agua muestreados de precipitación (lluvia) durante 2022.

Dichas muestras, debidamente etiquetadas con el periodo de recogida de las mismas, son conservadas en el refrigerador del centro de visitantes de Torla hasta su traslado a las oficinas del IGME en Zaragoza para su posterior envío a los laboratorios de referencia.

Análisis físico químico de campo y muestreo hidrogeoquímico e isotópico de aguas superficiales y subterráneas (manantiales)

Las campañas de muestreo de aguas superficiales y subterráneas (manantiales) se realizaron entre los días 16 de mayo y 23 de junio (campaña de primavera) y, entre el 11 de octubre y el 7 de noviembre (campaña de otoño) de 2022.



Mapa 3. 1 Aguas superficiales y subterráneas muestreadas en primavera y otoño de 2022.

Los parámetros de campo medidos en las aguas superficiales y subterráneas muestreadas en las campañas de primavera y verano de 2022 (Tabla 3.1 y Mapa 3.1) han dado los siguientes resultados:

- El grado de acidez del agua presenta valores de pH comprendidos entre 6.9 y 8.17 (en línea a los obtenidos para el periodo 2013-2019; 6,91 y 8,05).
- La conductividad eléctrica (CE) presenta valores comprendidos entre 117 y 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a excepción de los manantiales de Fuen Royas 1 (cuenca del Arazas) y Os Baños (cuenca del río Bellós), con valores significativamente mayores (entre 2004 y 3.865 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La menor conductividad la encontramos en las aguas de fusión glaciaria que surgen por el manantial de Fuen Blanca de Añisclo, desagüe natural del glaciar de Monte Perdido y las de Fuen Mochera en Ordesa, que drena las

cubetas kársticas e higróturbosas situadas a 2500 m. de altura a los pies del macizo de Marboré.

- c) Temperatura (T) comprendida entre 3.58 y 13.04 °C durante la segunda quincena de mayo, con valores próximos a los obtenidos para el periodo 2013-2021 aunque con un dato significativamente alto, el del río Cinca que es el máximo medido. El manantial de Os Baños en Añisclo, presenta valores mayores en el entorno de los 25 °C, ligeramente superiores que para los del periodo 2013-2019.
- d) El agua de precipitación presenta una composición bicarbonatada cálcica, con una relación $r\text{HCO}_3/r\text{Ca}$ próxima a 1, indicando un proceso dominante de disolución de calcita (Figura 3.1A). La mayor parte de aguas superficiales y subterráneas presentan también una composición bicarbonatada cálcica, con un predominio del calcio con respecto al magnesio y una relación $r\text{HCO}_3/r\text{Ca}$ próxima a 1, indicando un proceso dominante de disolución de calcita. Las muestras tomadas en primavera presentan un menor contenido en bicarbonato y calcio que las tomadas durante el otoño (Figura 3.1B). Fuen Roya 1 y Piezómetro de Bujaruelo presentan aguas sulfatadas cálcicas, con una relación $r\text{SO}_4/r\text{Ca}$ próxima a 1, indicando un proceso dominante de disolución de anhidrita/yeso. Y el manantial termal de Os Baños presenta aguas cloruradas-sulfatadas sódico-cálcicas, indicando disolución de halita y de anhidrita/yeso (resultados similares a los obtenidos para el periodo 2013-2021).

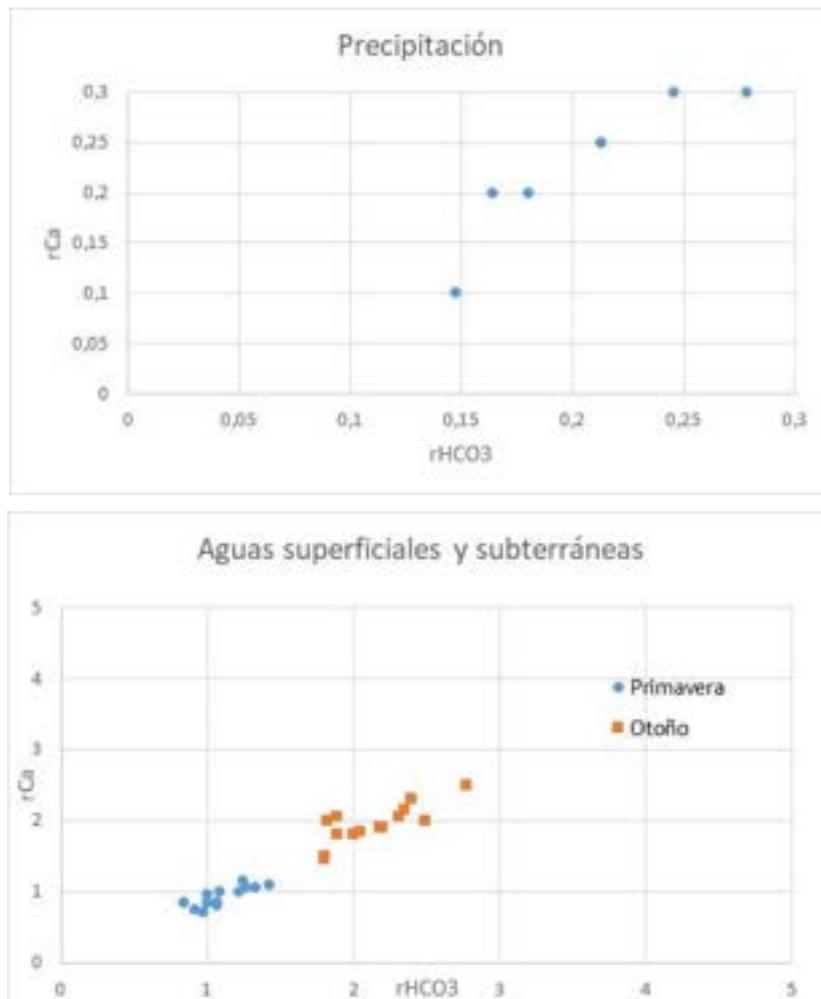


Figura 3.1 A) Relación $r\text{HCO}_3/r\text{Ca}$ correspondiente al agua de precipitación y B) Relación $r\text{HCO}_3/r\text{Ca}$ correspondiente a aguas superficiales y subterráneas (primavera y otoño)

Todos los datos obtenidos en el campo han sido trasladados a una ficha Excel que se puede consultar en el apartado de Anexo II Capítulo 3.



Fotografía 3. 6 (Izda.) Manantial de Fuen Blanca en octubre de 2022. **Fotografía 3. 7** (Dcha.) Manantial del Barranco Gallinero en las mismas fechas.

Evaluación del estado de calidad de las aguas en el entorno del refugio de Góriz y otros puntos del PNOMP.

Los macroinvertebrados son indicadores del estado ecológico de la masa de agua en la que se encuentran a través del IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*), NFAM (*Número de Familias Totales*) y del IASTP (IBMWP/NFAM). Por ello, en 2022, se ha realizado un muestreo de macroinvertebrados bentónicos en dos puntos situados en el barranco de Góriz, uno aguas arriba del refugio y otro, aguas abajo. El trabajo se realizó el 1 de septiembre de 2022 atendiendo a unas buenas condiciones de caudal y temperatura.

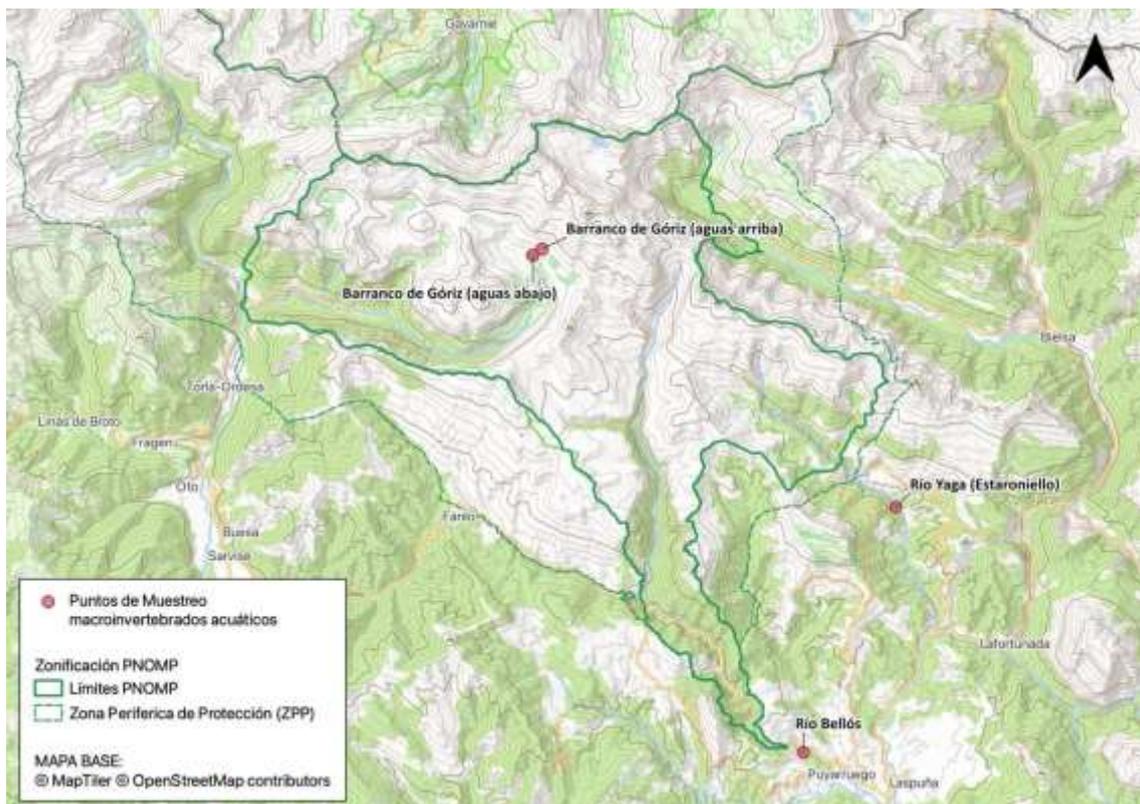
El caudal y las condiciones reinantes en el tramo inferior al refugio dificultan en gran manera el trabajo, al ser aguas con muy poco caudal, una gran insolación y un aporte de materia orgánica que se ve a simple vista por la proliferación de algas y otros organismos.



Fotografía 3. 8 (Izda.) Monte Perdido, barranco de Góriz y el refugio (abajo a la derecha).

Fotografía 3. 9 (Dcha.) Aspecto del barranco de Góriz aguas abajo del refugio.

Además del entorno de Góriz, se han muestreado otros dos puntos: uno en el río Bellós (aguas abajo del límite del Parque Nacional) y otro en el río Yaga (a la altura de Estaroniello). Los muestreos en estos puntos se realizaron el día 24 de agosto.



Mapa 3. 2 Puntos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos en 2022.

Para poder determinar el estado ecológico se hace uso tanto de parámetros fisicoquímicos como de índices biológicos calculados a partir de los macroinvertebrados acuáticos. Los resultados se han comparado con los valores de referencia para la

Tipología Ecológica (TE) 27 de ríos: Ríos de Alta Montaña del R.D. 1/2016, Anexo XII, Apéndice 2.1.

Los resultados observados se recogen en la Tabla 3.4. En ella podemos observar los valores dados para los diferentes taxones en el índice IBMWP, los cuales hacen referencia a la calidad del agua, pudiendo variar desde un nivel de calidad bajo (1) a alto (10). Sin embargo, no se ha podido calcular el IBMWP, debido a que solo se han recogido datos de presencia y no de abundancia como requiere dicho índice.

Taxones		Valores IBMWP	Bco. Góriz aguas arriba	Bco. Góriz aguas abajo	Río Bellós	Río Yaga (Estaroniello)
Cl. Insecta						
O. Coleoptera	<i>Dytiscidae</i>	3				
	<i>Elmidae</i>	5				
O. Diptera	<i>Athericidae</i>	10				
	<i>Chironomidae</i>	2				
	<i>Tipulidae</i>	5				
O. Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>	4				
	<i>Caenidae</i>	4				
	<i>Ephemerellidae</i>	7				
	<i>Heptageniidae</i>	10				
	<i>Siphonuridae</i>	10				
O. Heteroptera	<i>Veliidae</i>	3				
O. Plecoptera	<i>Leuctridae</i>	10				
	<i>Perlidae</i>	10				
	<i>Perlodidae</i>	10				
	Indeterminado					
O. Tricoptera	<i>Brachycentridae</i>	10				
	<i>Hydropsychidae</i>	5				
	<i>Limnephilidae</i>	7				
	<i>Rhyacophilidae</i>	7				
	<i>Sericostomatidae</i>	10				
	Indeterminado					
F. Nematoda						
Subcl. Oligochaeta	<i>O.Haplotaxidae</i>	1				

Tabla 3.4. Resultados de la identificación de las muestras recogidas en las cuatro localidades

Como puede observarse en todos los puntos de muestreo, la mayoría de los individuos capturados pertenecen a la clase Insecta.

Concretamente, en Bco. Góriz aguas arriba, predominan los tricópteros, con 3 familias diferentes, y otra de plecópteros, todos clasificados con valores de calidad altos para el

índice IBMWP, también se ha detectado la presencia de una familia de coleópteros. En Bco. Góriz aguas abajo, aparece una familia de dípteros, una familia de heterópteros y oligoquetos (cabría destacar que se observó una gran abundancia de oligoquetos en este punto), todos ellos con un valor bajo para el cálculo del IBMWP. Únicamente encontramos una familia de tricópteros con un valor más elevado para dicho índice. Estos resultados indican una peor calidad del agua aguas abajo del refugio de Góriz.

En el caso de la muestra del río Bellós, debido a que la muestra se encontraba muy deteriorada, solo se ha podido identificar una familia indeterminada de tricópteros y dos familias de plecópteros, una de ellas con alto valor para el cálculo del índice (Perlidae) y otra indeterminada, además de nematodos.

Contrariamente, en el río Yaga, la muestra presentaba mucha más diversidad, incluyendo 2 familias de coleópteros, 3 de dípteros, 5 de efemerópteros, 2 plecópteros, 3 de tricópteros y oligoquetos. Siendo la mayoría de estos ejemplares indicadores de una buena calidad del agua.



Fotografía 3. 10 Ejemplar de Plecóptero, fam Perlidae del río Yaga en Estaroniello, con valor máximo en el índice IBMWP, indicador de alta calidad de las aguas (Autora: María Jarne).



Fotografía 3. 11 Efemeróptero, fam. Heptageniidae encontrado en el río Yaga en Estaroniello vista bajo lupa binocular. indicador de alta calidad de las aguas (Autora: María Jarne).

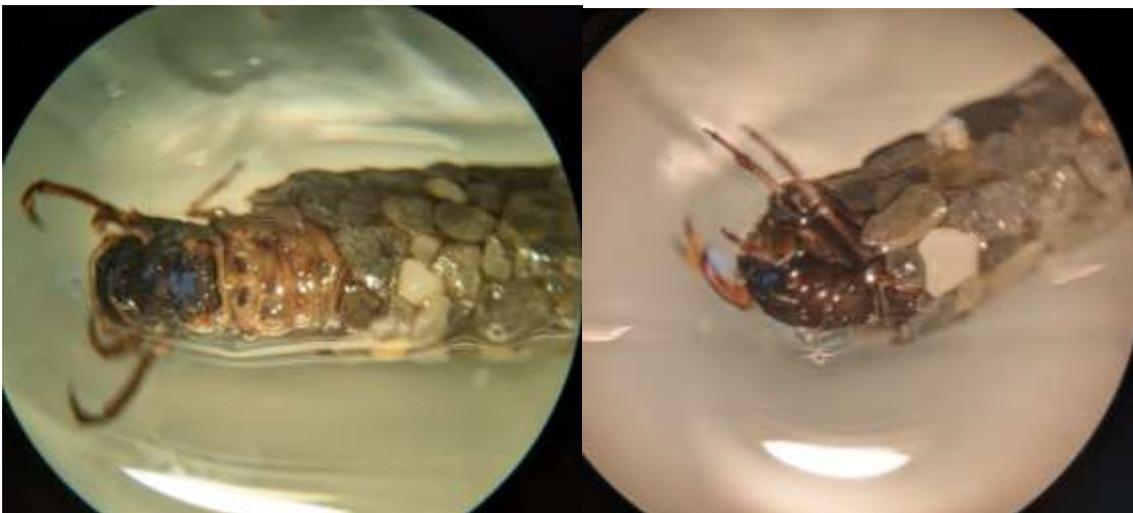


Fotografía 3. 12 Tricóptero, fam. Hydropsychidae del río Yaga en Estaroniello, visto bajo lupa binocular, con valor medio para el índice (Autora: María Jarne).



Fotografía 3. 13 Díptero de la familia Chironomida encontrado en Góriz aguas abajo, con un valor mínimo en el índice (Autora: Pilar Jiménez).

Fotografía 3. 14 Haplotaxis, Góriz aguas abajo (Autora: Pilar Jiménez).



Fotografía 3. 15 Tricópteros: fam. Bracycentridae izda. y Limnephylidae dcha capturados en Góriz (aguas arriba). (Autora: Pilar Jiménez).



Fotografía 3. 16 Tricópteros: fam Rhyacophylidae en Góriz (aguas arriba). (Autora: Pilar Jiménez).

Contenido en $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$

La relación existente entre $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de todas las muestras tomadas en 2022 (precipitación, aguas superficiales y aguas subterráneas) se ajustan a una recta $\delta^2\text{H} = 7,63 \delta^{18}\text{O} + 9,9$ ($R^2 = 0,99$), muy próxima a la Línea Meteorica Mundial, en coherencia con los datos obtenidos en campañas anteriores (Figura 3.2).

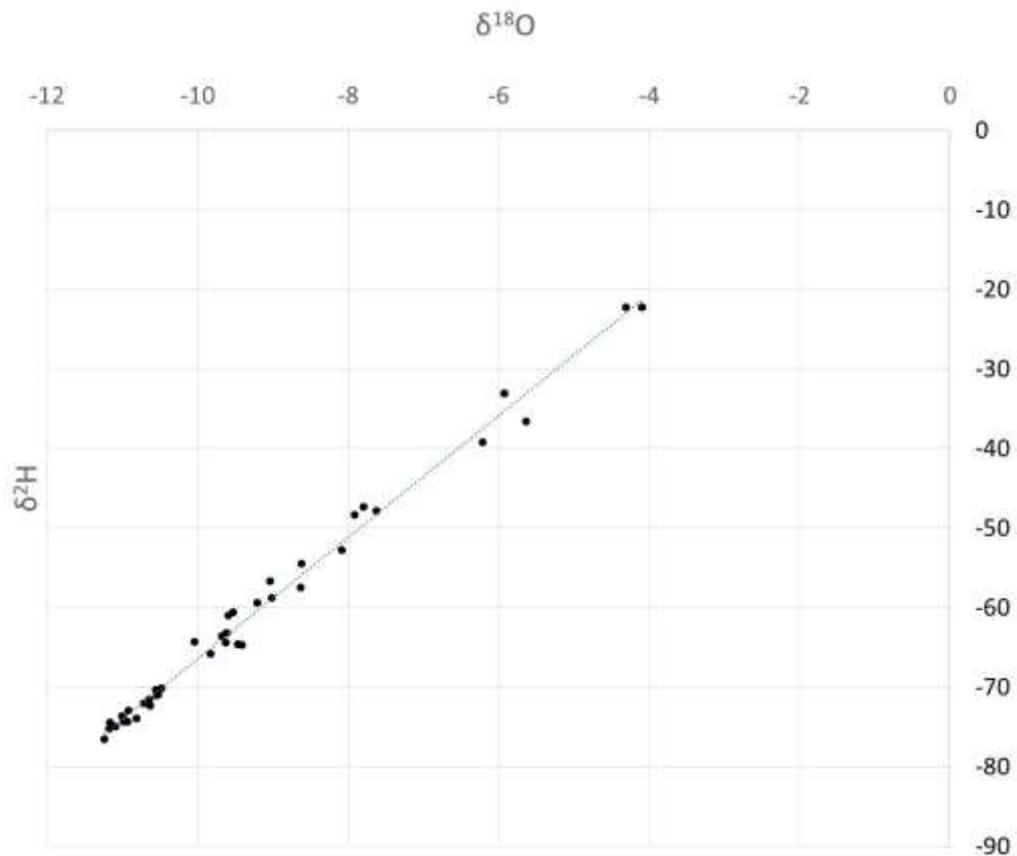


Figura 3.2 Relación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ correspondiente al agua de precipitación, superficiales y subterráneas tomadas en 2022

Las muestras correspondientes a la precipitación en el Parador de Ordesa presentan contenidos isotópicos más pesados que las muestras tomadas en las aguas superficiales y subterráneas, lo que se interpreta como debido a la menor cota topográfica de este punto en comparación con la cota de recarga del resto de puntos, mucho más alta. Por otro lado, se observa como las muestras tomadas durante la primavera son más ligeras isotópicamente que las tomadas durante el otoño, lo que se interpreta como debido a una menor temperatura como consecuencia de la influencia de la mayor presencia de nieve durante los meses de primavera (Figura 3.3).

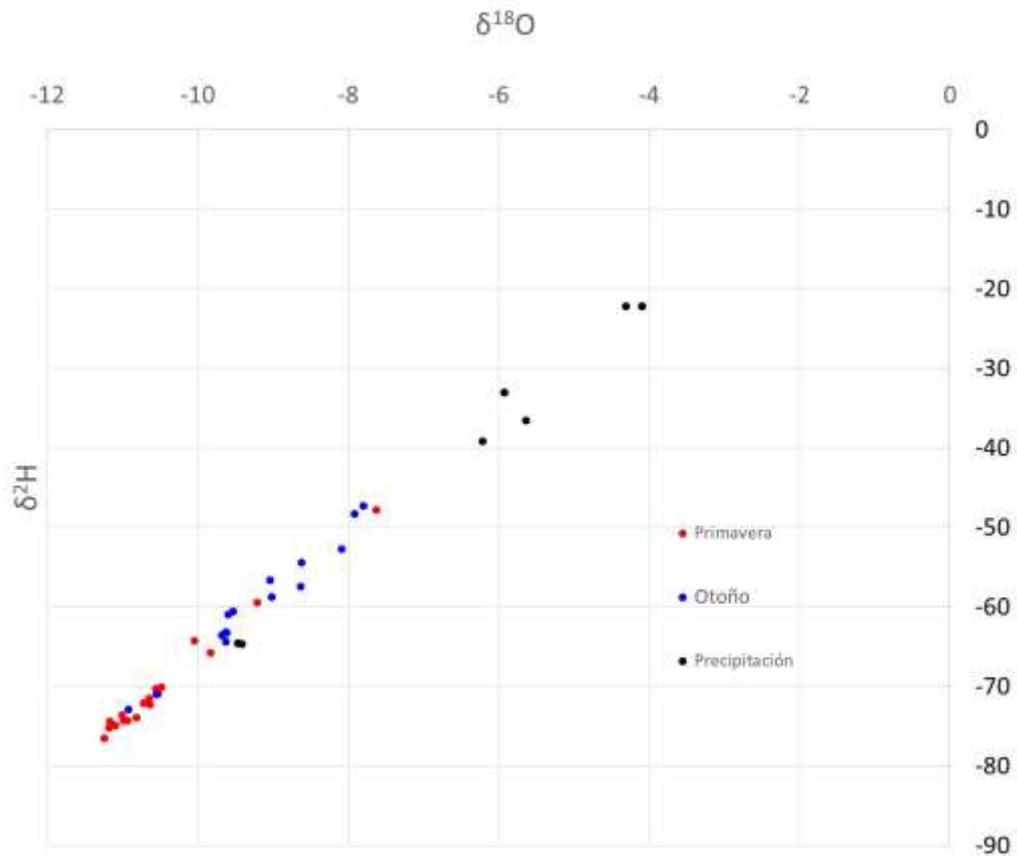


Figura 3.3 Relación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ diferenciando entre el agua de precipitación, aguas superficiales y subterráneas (2022)

Funcionamiento hidrogeológico sistema Monte Perdido–Marboré

Para caracterizar los efectos del cambio climático en la cantidad de agua a escala local se instalaron en el Sistema Garcés sensores para la medida continua del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua del acuífero (Figura 3.4).

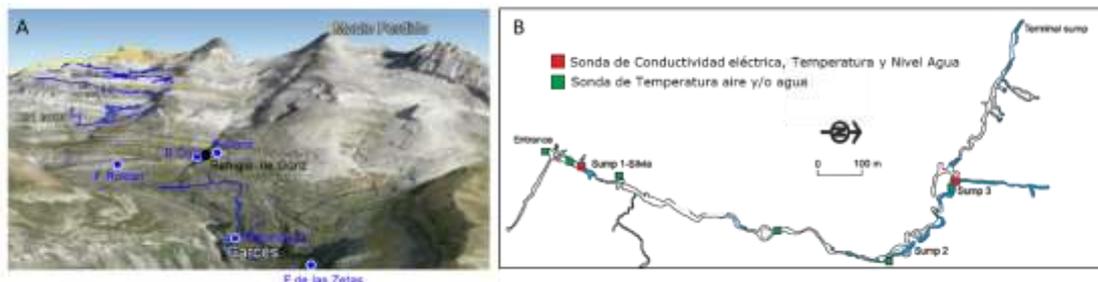


Figura 3.4. A) Sector comprendido entre el macizo del Monte Perdido (3.355 m s.n.m) y la Cola de Caballo (1.800 m s.n.m). Puntos de la Red de control (Fuente de Góriz, Barranco de Góriz, Fuen Roldán, Fuente de las Zetas, y Sifón Silvia) y proyección en superficie de los sistemas kársticos principales (en azul). El sistema Garcés es el sistema de menor elevación. (B) Sistema

Garcés en detalle, donde se puede ver la ubicación de las distintas sondas de medida instaladas para monitorizar la respuesta hidrodinámica, química e isotópica del sistema ante las variaciones hidroclimáticas y antrópicas que pueden afectar a la recarga del acuífero.

Durante el año hidrológico 2021/2022 se registró una evolución hidroclimática muy similar a la registrada durante 2018/2019. La Figura.3.5 presenta la evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el periodo 2018-2022.

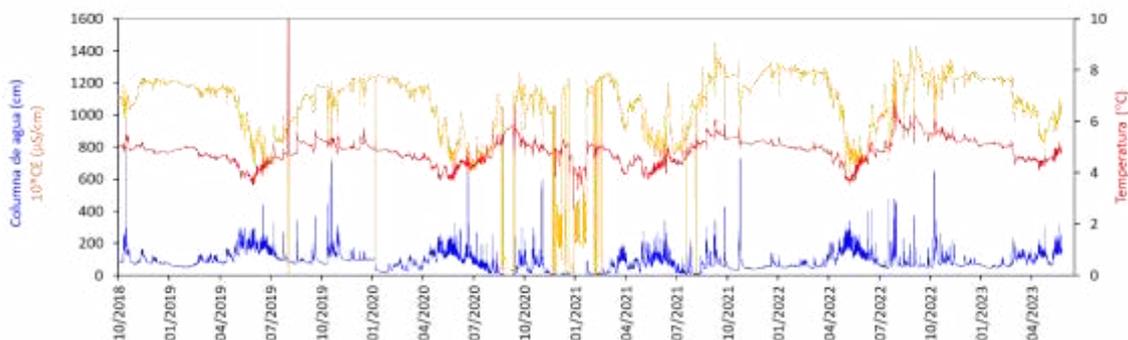


Figura 3.5. Evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el periodo 2018-2022 en el Sifón Silvia (Cueva de Garcés)

Durante las tormentas veraniegas y otoñales se observan subidas y bajadas rápidas de la temperatura y la conductividad eléctrica que evidencian la llegada de agua de infiltración rápida, la cual fluye por las estructuras más permeables del sistema (i.e., galerías kársticas y grandes fracturas). Esta respuesta rápida de los caudales va seguida de pequeños aportes de caudal con un mayor tiempo de residencia en el acuífero, lo que parece indica la existencia de un efecto “pistón” en la recarga. posiblemente relacionado con la percolación de la recarga en tránsito a través de la zona no saturada del acuífero con menor conductividad hidráulica, la cual está asociada a las pequeñas fracturas, las diaclasas y la porosidad drenable del material carbonatado que conforma el macizo (Jódar et al., 2020).

3.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Los datos hidrogeoquímicos e isotópicos confirman el conocimiento previo adquirido hasta el momento. Tanto al agua de precipitación como las aguas superficiales y subterráneas presentan una composición predominantemente bicarbonatada cálcica, indicando un proceso dominante de disolución de calcita. Fuen Roya 1 y Piezómetro de Bujaruelo presentan aguas sulfatadas cálcicas, indicando un proceso dominante de disolución de anhidrita/yeso, mientras que el manantial termal de Os Baños presenta aguas cloruradas-sulfatadas sódico-cálcicas, indicando disolución tanto de halita como de anhidrita/yeso.

Las muestras correspondientes a la precipitación en el Parador de Ordesa presentan contenidos isotópicos más pesados que las tomadas en aguas superficiales y subterráneas, lo que se interpreta como debido a la menor cota topográfica de este punto en comparación con la cota de recarga del resto de puntos, mucho más alta. Por otro lado, se observa como las muestras tomadas durante la primavera son más ligeras isotópicamente que las tomadas durante el otoño, lo que se interpreta como debido a una menor temperatura como consecuencia de la mayor presencia de nieve durante los meses de primavera.

El análisis de los datos y las investigaciones realizadas hasta el momento indican que (1) la recarga procedente de la fusión de nieve es la que controla el funcionamiento hidrogeológico, permitiendo mantener un determinado caudal de descarga durante el estiaje, y (2) el acuífero se comporta como un sistema de doble porosidad que viene descrito por una porosidad primaria correspondiente a los conductos kársticos y fracturas más conductivas del sistema, y por una porosidad secundaria correspondiente a las fracturas poco permeables, la esquistosidad y la porosidad drenable de la roca. Las estructuras de porosidad primaria y secundaria contribuyen $\frac{1}{4}$ y $\frac{3}{4}$, respectivamente, al caudal total de la descarga subterránea, y 3) los tiempos de tránsito del agua de recarga, desde que esta se infiltra hasta que surge en el manantial son relativamente rápidos. Todo ello, confirma la extrema vulnerabilidad del sistema ante el cambio climático.

El aumento de la temperatura, la disminución de la precipitación en forma de nieve, la menor duración de la cobertura de nieve, durante la primavera y otoño principalmente, y el adelantamiento progresivo de la época de deshielo, pueden provocar una disminución de la recarga y descarga subterráneas durante el estiaje, afectando

significativamente a la biodiversidad. La alta conductividad característica de los acuíferos del Parque provoca altas velocidades de flujo, lo que, unido a la disminución de los caudales que fluyen por el sistema, podría tener implicaciones importantes en el transporte de los contaminantes que pudiesen existir en el entorno y llegar al acuífero. Esto último no ha podido confirmarse dada la imposibilidad de realizar campañas de muestreo específicas como consecuencia de las adversas condiciones climáticas

3.6 REFERENCIAS

Agència Catalana de l'Aigua (2006). *BIORI: Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. https://aca.gencat.cat/web/.content/20_Aigua/05_seguitament_i_control/01_protocols/03_Protocol_rius.pdf

Audra, P. & Palmer, A. N. (2011). The pattern of caves: controls of epigenic speleogenesis. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 17(4), 359-378.

Audra, P. & Palmer, A.N. (2015). Research frontiers in speleogenesis. Dominant processes, hydrogeological conditions and resulting cave patterns. *Acta Carsologica*, 44(3).

ENSG (1990). *Compte Rendu du tracage de l'avenc du Marboré (Huesca, Espagne)*.

Gabrovšek, F., Häuselmann, P. & Audra, P. (2014). 'Looping caves' versus 'water table caves': The role of base-level changes and recharge variations in cave development. *Geomorphology*, 204, 683-691.

González-Ramón, A., Jódar, J., Samsó, J.M. Martos-Rosillo, S., Heredia, J., Zabaleta, A., Antigüedad, I., Custodio, E., Lambán, L.J. 2020. Hydrometeorological factors determining the development of water table cave patterns in alpine zones. The Ordesa and Monte Perdido National Park, NE-Spain. *International Journal of Speleology*

González-Ramón, A., Jódar, J., Samsó, J.M., Martos-Rosillo, S., Heredia, J., Zabaleta, A., Antigüedad, I., Custodio, E., Lambán, L.J. 2021. Repetición vertical de estructuras y patrones de cavernamiento en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (N de España) y su relación con el funcionamiento de la recarga en el sistema kárstico. *Boletín de la Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst*, 16(5), 85-92. https://drive.google.com/file/d/1nwHKRWp-g5NQ29BHiolbb_Qje-aULWtZ

Häuselmann, P. (2012). Solution caves in regions of high-relief. In *Encyclopedia of Caves* (second edition): 723-733. Academic Press.

Jódar, J., González-Ramón, A., Martos-Rosillo, S., Heredia, J., Herrera, C., Urrutia, J., Caballero, Y., Zabaleta, A., Antigüedad, I., Custodio, E., Lambán, L.J. (2020). Snowmelt as a determinant factor in the hydrogeological behaviour of high mountain karst aquifers:

The Garcés karst system, Central Pyrenees (Spain). *Science of The Total Environment*, 748-141363. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141363>

Jouves, J., Viseur, S., Arfib, B., Baudement, C., Camus, H., Collon, P., & Guglielmi, Y. (2017). Speleogenesis, geometry, and topology of caves: A quantitative study of 3D karst conduits. *Geomorphology*, 298: 86-106.

Lambán, L.J., Jódar, J., Martos-Rosillo, S., González-Ramón, A., Heredia, J., 2022. Assesment of climate change impact in mountain areas of special environmental value. 1st Scientific-Technical Conference of the Geological and Mining Institute of Spain-National Center (IGME, CSIC). PROCEEDINGS. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7092554>

Puch, C. (1998). *Grandes cuevas y simas de España*. Espeleo Club de Gràcia.

Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. BOE núm. 16, de 19 de enero de 2016, Anexo XII, apéndice 2.1, 2972 - 4301. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2016/01/08/1>

Ruiz Zubikoa, J.J. (2017). La Cueva de Garcés. *Karaitza*, 25: 60-71

Tachet, H., Richoux P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertebres d'Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie*. CNRS Editions. ISBN-13: 9782271069450.

CAPITULO 4.- SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (*Rana pyrenaica*) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PNOMP

PROPUESTA RB-24020

Memoria final 2022



**Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN**



SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (*Rana pyrenaica*) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PNOMP.

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa, Jefe de equipo de Conservación del PNOMP. Revisión del informe.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ignacio Gómez, Técnico 1. Trabajo de campo y redacción del informe.

Pilar Jimeno Bravo. Tratamiento cartográfico y revisión del informe

Fernando Carmena. Aux. Técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Ramón J. Antor, Doctor en Biología. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP. Gobierno de Aragón.

Ana Lafuente. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

SARGA – Gobierno de Aragón.

Alberto Gómez. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Pablo Mairal. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

ASOCIACIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES.VOLUNTARIADO AMBIENTAL

Sergio Martín Serrano y equipo de voluntarios. Trabajo de campo

Prácticas formativas

Miguel Moreno. Trabajo de campo.

Este trabajo debería ser citado como: Gómez, I., Carmena, F., Antor, R. & Villaespesa, F. 2022. *Seguimiento de rana pirenaica (Rana pyrenaica) como bioindicador de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.* SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

CONTENIDOS

4.1 RESUMEN.....	203
4.2 INTRODUCCIÓN	204
4.2.1. <i>Rana pirenaica (Rana pyrenaica)</i>	205
4.3 METODOLOGÍA.....	208
4.3.1 <i>Unidades de muestreo y obtención de datos</i>	208
4.3.2 <i>Análisis de datos</i>	210
4.4 RESULTADOS	212
4.4.1 <i>Tamaños poblacionales</i>	212
4.4.2 <i>Tendencias temporales</i>	227
4.4.3 <i>Habitat y relaciones ecológicas</i>	236
4.4.4 <i>Otras especies</i>	245
4.4.5 <i>Estudio de susceptibilidad a enfermedades</i>	252
4.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN.....	253
4.6 BIBLIOGRAFÍA.....	262

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

4.1 RESUMEN

Se presentan a continuación los resultados de la decimosexta campaña de seguimiento de los núcleos poblacionales de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido basados en el muestreo de 35 localidades. En la temporada de 2022 se han avistado un total de 837 larvas, 31 juveniles-subadultos y 41 adultos de la especie en las 35 localidades estudiadas.

A lo largo de los muestreos se recogen datos sobre la presencia y abundancia relativa de la especie, así como de las características fisicoquímicas e hidro-morfológicas de las localidades. Los datos recogidos en la presente temporada se contextualizan con la serie histórica disponible 2007-2021 para ver cómo evolucionan en el tiempo sus tendencias poblacionales en el Parque y para observar como varían las condiciones en sus hábitats acuáticos.

Durante los muestreos se recoge información sobre el estado de los hábitats y sobre la comunidad de anfibios acompañante, se identifican posibles amenazas (tanto sobre los hábitats como sobre las demás especies de anfibios) y se proponen medidas de gestión dirigidas a corregirlas o minimizarlas.

Este año, se ha continuado con la colaboración en el proyecto del Dr. Jaime Bosch sobre las enfermedades emergentes (Bd, ranavirus...) y su incidencia sobre las comunidades de anfibios en la red de Parques Nacionales.

Por otro lado se ha realizado la quinta campaña de pesca eléctrica en el río Arazas a la altura del Soaso. Este trabajo persigue la restauración del hábitat para rana pirenaica en el río Arazas mediante la retirada de la trucha común (*Salmo trutta*) en ese tramo de río. También se ha trabajado en la eliminación del pez exótico salvelino (*Salvelinus fontinalis*) del humedal de Ordesa dónde todavía está presente (Ver Capítulo 7 de la presente memoria).

4.2 INTRODUCCIÓN

Los primeros estudios realizados en el Parque con rana pirenaica por su descubridor, el Dr. Jordi-Serra Cobo (2001-2005) instaurando una metodología de seguimiento que continua hoy en día, se han completado con varios inventariados de especies, primero por parte de investigadores del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC, 2003-2004) y, posteriormente por técnicos de la empresa pública SARGA (2011 y 2012). Con la implantación del Programa de Monitorización e Inventariado de los recursos naturales del PNOMP (SARGA, 2007-2020) y, con los últimos trabajos realizados por equipos de investigadores del Museo de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC) coordinados por el Dr. David Vieites y el Dr. Jaime Bosch respectivamente, se puede decir que el conocimiento sobre la comunidad de anfibios en el Parque y su problemática es bueno. Se han desarrollado protocolos de seguimiento ecológico, de tomas de muestras para enfermedades emergentes y otros para análisis genéticos; también se han realizado trabajos de restauración de hábitats, tanto en el nicho ecológico con la eliminación de especies exóticas, como en el propio cauce de los torrentes con la restauración de las badinas de puesta.

La especie más emblemática del Parque es la rana pirenaica (*Rana pyrenaica*), especialmente abundante en los valles de Añisclo y Escuaín. Convive en gran parte de los hábitats con otras especies de anfibios como el tritón pirenaico (*Calotriton asper*), el sapo común (*Bufo spinosus*) y el sapo partero (*Alytes obstetricans*). Con una distribución restringida a las zonas más bajas y mediterráneas del Parque aparece también la rana verde común (*Pelophyllax perezii*) y, de forma más puntual y localizada se puede encontrar también a la rana bermeja (*Rana temporaria*); no se tiene constancia reciente de otras especies citadas históricamente en el Parque como son la ranita de San Antón (*Hyla molleri*) y la salamandra (*Salamandra fastuosa*).

El programa de seguimiento de rana pirenaica en el Parque se inició en 2007 y está basado en el muestreo anual de 35 localidades. Se recogen datos sobre la abundancia de la especie en sus distintas fases etarias sobre un transecto de longitud predefinida (100 metros en cada localidad); también se recopila información sobre la presencia y abundancia de la comunidad de anfibios acompañante y sobre las características hidromorfológicas que presentan las diferentes localidades. Los muestreos también permiten la identificación de amenazas sobre la especie y sus hábitats.

Aparte de la transformación y desaparición de sus hábitats, la principal amenaza que presenta la especie es su vulnerabilidad a enfermedades emergentes como quitridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*, infección fúngica) y ranavirus (infección vírica), por lo que en los últimos años se han recogido numerosas muestras para su análisis y para poder valorar el grado de afección sobre las comunidades de anfibios; también se han establecido protocolos para la recogida de muestras a modo de sistema de alerta temprana.

Por otro lado, la presencia no natural de truchas (introducidas por la mano del hombre) en determinados cauces fluviales, puede estar condicionando la ocupación de la especie, su abundancia y la conectividad espacial entre localidades; por ello, desde hace cinco temporadas se están llevando a cabo descastes de truchas en algunos tramos de río (p.e cabecera del Arazas), con objeto de que puedan ser recolonizados por los anfibios, contribuyendo de esta manera al refuerzo de sus núcleos poblacionales y por ende a su conservación. En la misma línea se realizan trabajos de eliminación de salvelino (*Salvelinus fontinalis*), especie exótica introducida en un pequeño afluente del Arazas (véase el Capítulo 10 de esta memoria).

4.2.1. Rana pirenaica (*Rana pyrenaica*)

La rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) es un anfibio endémico de las montañas calizas del Pirineo Central. Fue descubierta en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido en 1990 y descrita como especie nueva para la Ciencia por el Dr. Jordi Serra-Cobo en 1993.

Es una rana parda, de talla mediana (♂ 33 a 48mm. ♀ 36 a 51mm.) y cuerpo grácil, de tacto viscoso. La coloración dorsal presenta un tono rojizo en las hembras y gris verdoso en los machos, más patente en época de celo y reproducción. Las partes ventrales son de color marfileño, con una capucha gular poco manchada y diferenciada. Los machos presentan una callosidad en el primer dedo, de color beige claro, que utilizan para acoplarse a la hembra durante el amplexus. La cabeza no es tan acuminada como en otras ranas pardas (*R. temporaria*, *R. dalmatina*); el tímpano apenas es visible y un antifaz oscuro le recorre todo el rostro hasta casi la punta del hocico. Las extremidades posteriores son muy largas, la articulación tibio – tarsal llega y rebasa hasta el hocico.



Fotografía 4.1 Ejemplar adulto de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*).

Las larvas son grandes y negras, con un punteado blanco o plateado por los flancos y el vientre. Tienen la cola grande y musculada, lo que junto con una especie de ventosa situada en la boca, les ayuda a soportar los periodos de fuertes corrientes; suelen solearse en los bordes de las pozas donde tiene lugar la puesta, de entre 75 – 150 huevos, oculta y sumergida bajo bloques de piedras y cascadas. Los huevos son de gran tamaño (> 3 mm de diámetro), pesados y de color pardo oscuro; están envueltos en gelatina densa y agrupados en pequeños racimos” (*Serra-Cobo et al., 1998; Serra-Cobo & Martínez Rica, 2003; Serra-Cobo, 2005b*).

Los adultos son muy acuáticos, mientras que los juveniles son más terrestres y probablemente intervienen de forma significativa en la dispersión de la especie (*Serra-Cobo et al., 1998*).



Fotografías 4.2 (Izda.) y 4.3 (Dcha.) Larvas de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) y puesta de huevos adherida a una roca del cauce.

Es una rana torrentícola, a la que le gustan las aguas frías y oxigenadas, afín también a las zonas fontinales de media montaña. Los barrancos pirenaicos se adaptan perfectamente a estos parámetros, siempre sobre sustratos calizos y en un rango de altura comprendido entre los 800 y los 2.200 m.



Fotografía 4.4 Hábitat de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en la Fuente de Escuaín.

El grueso de sus localidades se encuentra en Aragón, entre los valles de Ansó y el río Cinca (Figura 4.1). También presenta algún núcleo poblacional en Navarra y ha sido descrita en al menos dos puntos del Pirineo en su vertiente francesa (*Duchateau, 2012*).

Esta área de distribución tan restringida, junto con la fragmentación y aislamiento de sus núcleos poblacionales y el declive poblacional observado estas últimas décadas, han

llevado a la UICN a considerarla como en peligro de extinción y a su reciente recatalogación en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón también en dicha categoría de amenaza (Decreto 129/2022)

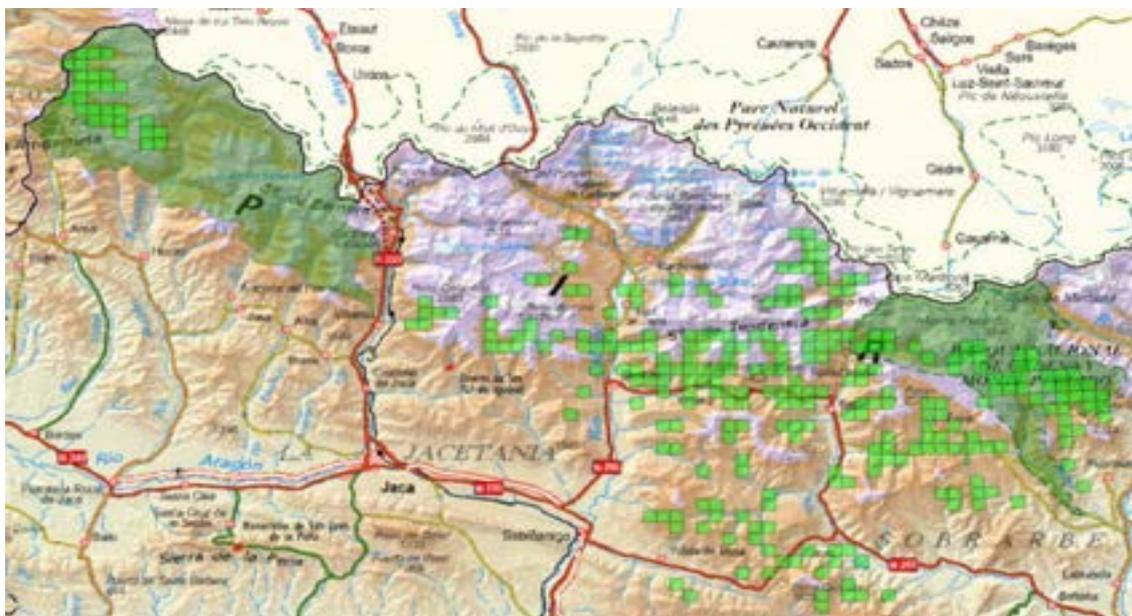


Figura 4.1 Distribución conocida de rana pirenaica en la C.A. de Aragón. Cuadrículas de 1 x 1 km con presencia de la especie (Cobertura Rana pirenaica. Fuente: Gobierno de Aragón)

4.3 METODOLOGÍA

4.3.1 Unidades de muestreo y obtención de datos

Los trabajos de seguimiento llevados a cabo en 2022 dan continuidad a los estudios previos realizados por Serra-Cobo (2001, 2004), a los inventarios posteriores efectuados por el Parque en 2005 y 2006 y a los estudios llevados a cabo en el periodo 2007-2021 dentro del programa de inventario y monitorización de los recursos naturales (PNOMP – SARGA).

El muestreo se realiza sobre más de 30 masas de agua del Parque (barrancos principalmente) en los valles de Ordesa, Añisclo y Escuaín, donde la especie se encuentra presente. En la mayoría de los casos, a excepción de alguna localidad situada en pequeñas charcas permanentes o alguna zona de higroturba, se sigue un transecto o recorrido prefijado, sobre una longitud de 100 metros a lo largo del barranco. En los recorridos se anota el número de efectivos de rana pirenaica,



Fotografía 4.5 Barranco Sopeliana.

diferenciando las distintas fases etarias (larvas, juveniles, subadultos y adultos).

También se registra la existencia de otras especies de anfibios que comparten hábitat (datos cuantitativos de tritón pirenaico -*Calotriton asper*- y cualitativos de las demás especies), la caracterización abiótica de cada localidad durante el muestreo y el grado de perturbación de esta. Durante los trabajos de campo, también se recogió información de las características fisicoquímicas de las aguas en cada localidad mediante el uso de una sonda portátil *Hanna*, modelo HI98194.

La información obtenida en el campo fue trasferida posteriormente a soportes informáticos (.xls, .sav, .shp) para su tratamiento analítico y cartográfico (ver Anejo I. Protocolos de seguimiento, Anejo II. Fichas de campo y datos y Anejo IV. Cartografía).

Como en anteriores campañas se llevaron a cabo todas las medidas profilácticas encaminadas a minimizar el impacto sobre las poblaciones de anfibios. Se usaron

guantes de látex para la manipulación de los individuos, (que fue la mínima imprescindible) y los útiles de trabajo fueron convenientemente desinfectados antes y después de su uso con productos especializados (el más extendido y recomendado por científicos es Virkon®).



Fotografía 4.6 Frotis sobre una rana para su análisis posterior.

En 2022 y como complemento a los estudios de seguimiento ecológico, se ha colaborado con los muestreos de un proyecto científico sobre la incidencia de las enfermedades emergentes de anfibios (*Bd* y *ranavirus* sobre todo) en los parques de montaña de la red de Parques Nacionales españoles (Jaime Bosch, MNCN – CSIC) con la recogida de muestras para su análisis en todo el territorio del Parque.

4.3.2. Análisis de datos

El criterio de evaluación cualitativa que se ha aplicado en este muestreo usa las mismas variables utilizadas en el resto de las localidades altoaragonesas en las que se ha muestreado históricamente la especie. Las categorías se muestran en la Tabla 4.1.

	Variables	Categorización
Datos de individuos	Actividad de ejemplares adultos	0: escondido; 1: visible; 9: sin presencia.
Datos de biocenosis	Presencia-ausencia de peces	0: ausencia; 1: presencia
	Grado de presencia humana en la zona	0: sin presencia; 1: esporádica; 2: frecuente; 3: muy frecuente
	Grado de presencia de ganado en la zona	0: sin presencia; 1: esporádica; 2: frecuente; 3: muy frecuente
	Presencia-ausencia de algas	0: ausencia; 1: presencia.
	Presencia-ausencia de tricópteros	0: ausencia; 1: presencia.
Datos del biotopo	Tipología del cuerpo de agua	1: fuente; 2: charca; 3: tremedal; 4: torrente; 5: río.
	Superficie media del curso de agua (m ²)	1: menor de 1; 2: entre 1 y 10; 3: entre 10 y 25; 4: mayor de 25.
	Estacionalidad del curso de agua	1: temporal, 2: permanente
	Grado de renovación del agua	0: sin renovación; 1: baja; 2: alta
	Grado de transparencia del agua	1: semiclaro, 2: claro; 3: muy claro
	Grado de insolación del agua	1: baja; 2: media; 3: alta
	Velocidad media estimada del agua	1: baja; 2: media; 3: alta
	Naturaleza del margen del curso de agua	1: fangoso; 2: pedregoso; 3: rocoso.
	Naturaleza del suelo del curso de agua	1: fangoso; 2: pedregoso; 3: rocoso.
	Tipo de ecosistema circundante	1: prado; 2: bosque; 9: otro
Geología del sustrato	1: calizo; 2: silíceo; 9: otro	

Tabla 4.1. Categorización de algunas de las variables registradas en cada localidad prospectada para el seguimiento de rana pirenaica en el Parque durante 2022.

Para caracterizar los hábitats de cada localidad durante el periodo de seguimiento 2007-2022, se ha obtenido la media de cada parámetro estudiado (a excepción de la superficie de las badinas, al tratarse de una variable semi-cuantitativa): profundidad media, anchura máxima y mínima, pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y niveles de nitratos y fosfatos (Ver anexo II, fichero Excel ecorana.xls y rana07_20.xls incluidos en la carpeta anfibios/rana pirenaica/ incluido en el DVD). Estos valores medios se han utilizado de referencia para comparar los resultados obtenidos en cada localidad a lo largo del seguimiento.

Partiendo de la serie de datos iniciada en 2007 y que continúa realizándose anualmente, se pueden analizar las tendencias de la especie en cada una de las 35 localidades a excepción de la información recogida en 2008 en la que tan solo se muestrearon 13 localidades, las más destacadas del Parque.

Se han representado las tendencias temporales de abundancia de larvas en cada cuenca, ofreciéndose a su vez un valor medio para poder evaluar cómo ha sido el año

en curso respecto a dicho valor. Estos resultados demográficos se apuntan para cada localidad, aportando a su vez el número medio de larvas recogido en la serie histórica. Del mismo modo, también se aportan y representan los datos obtenidos de juveniles, sub-adultos y adultos a lo largo de la serie histórico, por localidades.

Además, aprovechando los datos recogidos, se calculan las tasas de ocupación y reproducción anual en cada una de las localidades en función de la presencia o ausencia de individuos en cada etapa de la rana pirenaica. Esta información, complementa la serie histórica y ayuda a identificar posibles modificaciones que puedan estar sufriendo los hábitats y cuánto pueden afectar dichas modificaciones.

4.4 RESULTADOS

4.4.1 Tamaños poblacionales

Por tratarse de información sensible, los datos de este apartado están disponibles en las oficinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

4.4.2 Tendencias temporales

Por tratarse de información sensible, los datos de este apartado están disponibles en las oficinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

4.4.3 Habitat

Por tratarse de información sensible, los datos de este apartado están disponibles en las oficinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

4.4.4 Otras especies

Por tratarse de información sensible, los datos de este apartado están disponibles en las oficinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

4.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

En 2022 se han prospectado 35 localidades pertenecientes a las sub-poblaciones del río Arazas en el valle de Ordesa, núcleos de la cuenca del río Bellós en el valle de Añisclo y del río Yaga en el valle de Escuaín, en las que se han avistado un total de 837 larvas, 31 juveniles-subadultos y 41 adultos de la especie en las 35 localidades estudiadas.

En la siguiente tabla se resume cuales han sido los resultados de las estimas de abundancia de larvas por cuencas y año y los valores medios obtenidos –agrupados por valles- en el periodo 2007-2022 (año 2008 excluido del análisis al muestrearse sólo los núcleos fuente n=13) para un total de 33 localidades.

En general, el dato más preocupante es la cada vez menos abundante presencia de la especie en las escasas localidades ocupadas que hay en el valle de Ordesa. El reducido tamaño de los núcleos poblacionales y la relativa lejanía entre localidades compromete la persistencia a corto-medio plazo de la especie en este valle.

Otra cuestión muy relevante es que las afecciones por ranavirosis de los últimos años en los principales núcleos poblacionales de rana pirenaica en los valles de Añisclo y Escuaín, en las localidades de Barranco Comas, Fuen Berná y Barranco Garganta han diezclado los núcleos poblacionales existentes, afectando al reclutamiento anual en esta temporada, siendo ésta, la que ofrece los valores mínimos de larvas desde que comenzaron las acciones de seguimiento de la especie en el PNOMP.

Por otro lado es una buena noticia, que el Gobierno de Aragón haya re-catalogado a rana pirenaica como una especie “en peligro de extinción” en el Catálogo Aragonés de Especies Amenazadas (Decreto 129/2022). Urge completar lo antes posible, el Plan de Recuperación de la Especie, ya que es el instrumento que puede garantizar una protección efectiva de los hábitats de la especie y además, el instrumento que puede iniciar también las medidas de conservación ex-situ que permitan recuperar a nivel poblacional la especie y su distribución original.

LARVAS	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Media 07-22
Ordesa	875	584	697	593	387	925	731	191	201	383	238	161	109	608	92	393,33
Añisclo	2397	7175	2875	688	1641	1875	2764	2287	1775	1336	732	5436	1466	582	180	2054,13
Escuaín	2145	4195	1392	2834	4803	1901	4063	751	3486	1176	1450	4548	2807	2341	565	2420,80

Tabla 4.12. Estimaciones de abundancia de larvas por cuencas y valores medios de abundancia en la serie 2007-2022 (n=33 localidades).

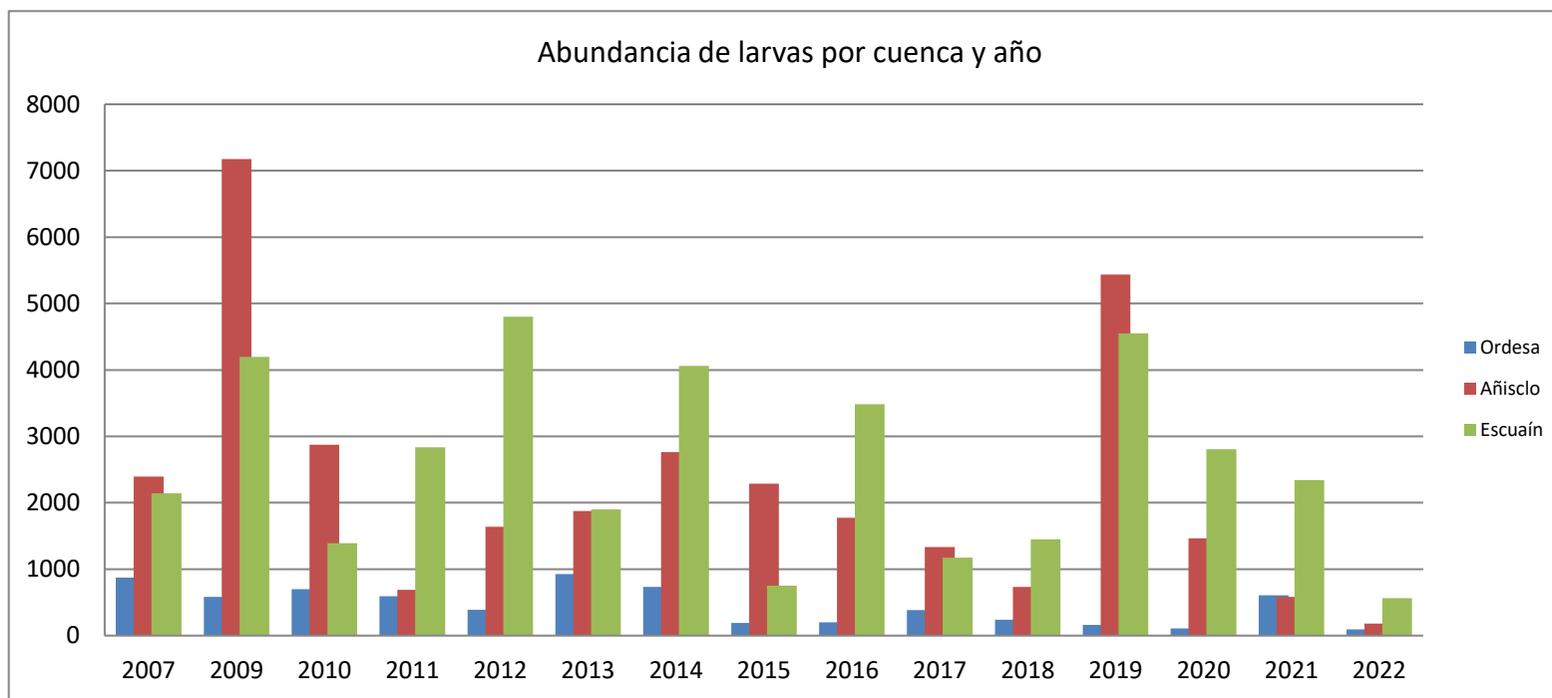


Gráfico 4.24. Representación gráfica de la evolución de las estimaciones de abundancia totales de larvas agrupadas por cuencas.

Del mismo modo, se considera muy conveniente continuar con aquellas mejoras de hábitats ya propuestas, como es el caso de la retirada de truchas de la cabecera del valle (Soaso de Ordesa) o la retirada de salvelinos del humedal As Fuens. Estas actuaciones persiguen aumentar la disponibilidad de hábitats acuáticos favorables para la reproducción de esta especie, y de esta manera, conseguir reforzar también sus núcleos poblacionales. Finalizados los trabajos en estas localidades, éstos se deberían extender a otras que presenten una problemática similar, dentro del ámbito de distribución de la especie.

También sería interesante valorar la posibilidad de cambiar algunas localidades de seguimiento, que han salido negativas durante mucho tiempo y tratar de incorporar otras que aporten algo más de información y mejoren a su vez la eficiencia de los trabajos de seguimiento. En este sentido, y a pesar que se ha dedicado tiempo en anteriores temporadas, convendría muestrear otros hábitats acuáticos situados en el valle de Ordesa, que pudieran aportar más información sobre la especie en el valle: p.e. Barrancos Gallinero, Cotatuero, Tobacor y Góriz, en los que la especie no ha sido todavía detectada. Un mejor conocimiento de dichos barrancos podría detectar la problemática existente y minimizar las extinciones locales que se pudieran producir en un futuro. Este estudio debería tratar de localizar donde se encuentran las áreas de puesta y que tramos tienen presencia de la especie (límites superior e inferior),...etc.

En relación a las tendencias temporales detectadas en éstos años de seguimiento (ver gráficas 4.81-4.83), el valle de Ordesa es el que presenta unos núcleos poblacionales de rana pirenaica más pequeños y vulnerables, con una tendencia claramente muy marcada a la baja incluso agravada en los últimos años. En el valle de Añisclo la tendencia es también negativa, aunque quizá con un declive más suave que el valle de Ordesa y por último, el valle de Escuaín es el que parece presentar una tendencia más estable de los tres.

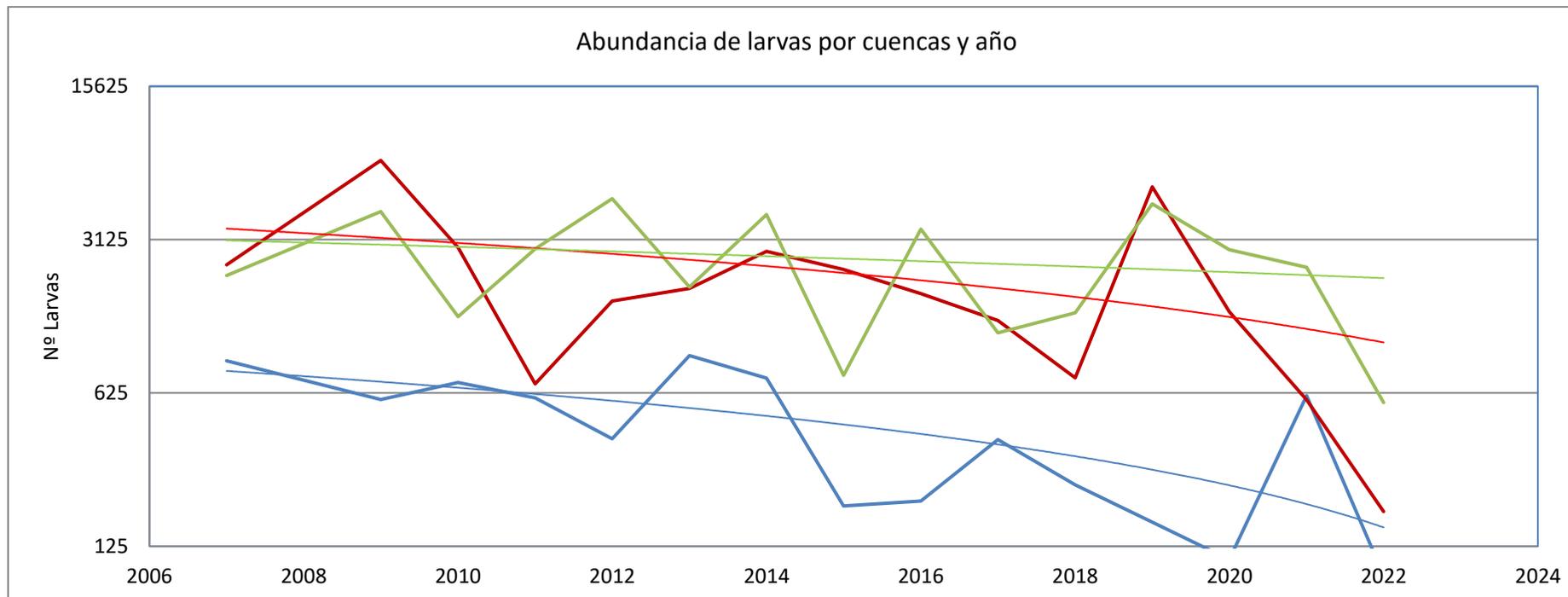


Gráfico 4.25. Representación gráfica de la evolución temporal de la abundancia media de larvas –y su tendencia lineal–, con los datos agrupados por cuenca y año (línea azul = Ordesa; línea roja =Añisclo; línea verde = Escuaín) y representado en escala logarítmica en base 5.

Si se analizan las clases de edad, *Juveniles-Subadultos* (ver gráficos 4.92 y 4.93) la tendencia temporal es muy similar a la detectada para las larvas, decae ligeramente en los valles de Ordesa y Añisclo mientras que en Escuaín la tendencia parece ascendente.

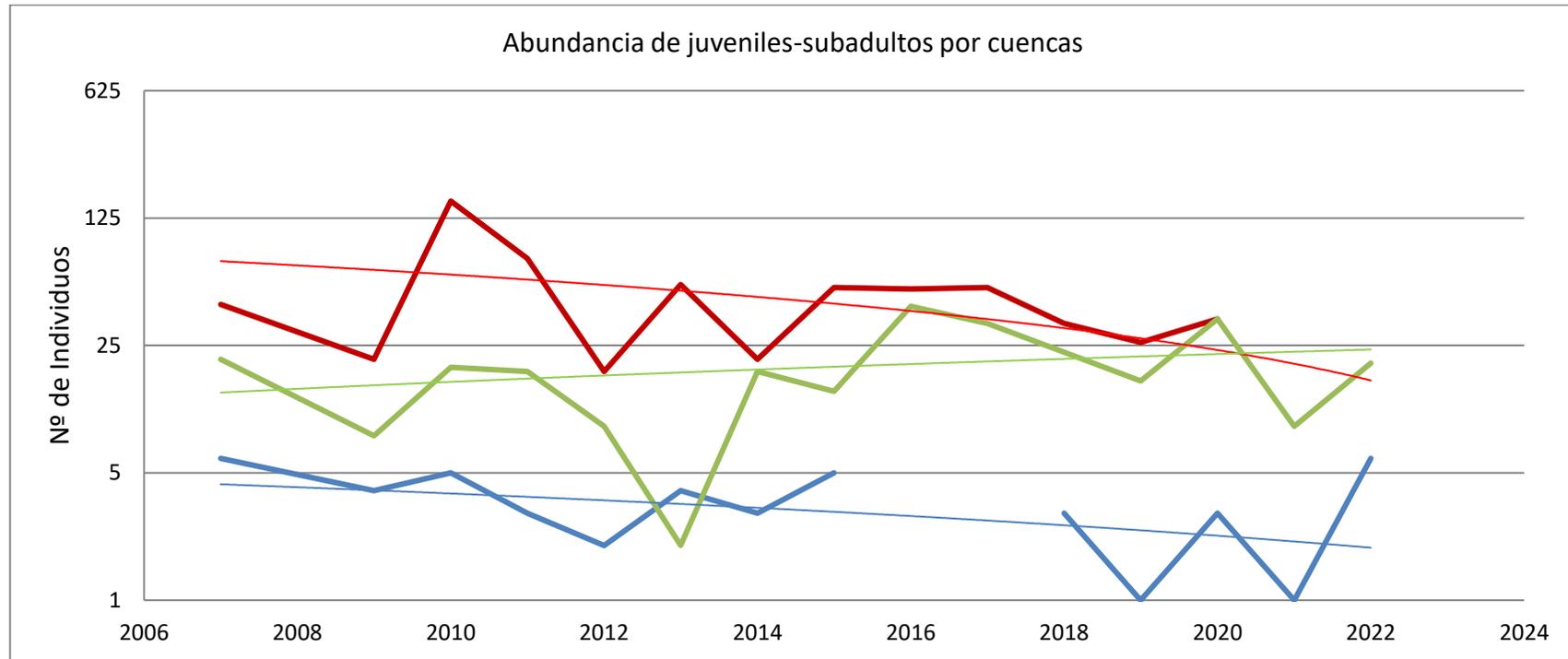


Gráfico 4.26. Representación gráfica de la evolución temporal de la abundancia media de juveniles-subadultos por localidad, con los datos agrupados por cuenca y año (línea azul = Ordesa; línea roja = Añisclo; línea verde = Escuaín) y representado en escala logarítmica en base 5.

Respecto a la tendencia que muestran los individuos adultos en estos años, los números muestran de nuevo cierta estabilidad en el valle de Escuaín mientras que, en Añisclo y Ordesa, se evidencia un declive continuado, siendo esta última donde se encuentra la situación más crítica a consecuencia de los bajos números poblacionales detectados.

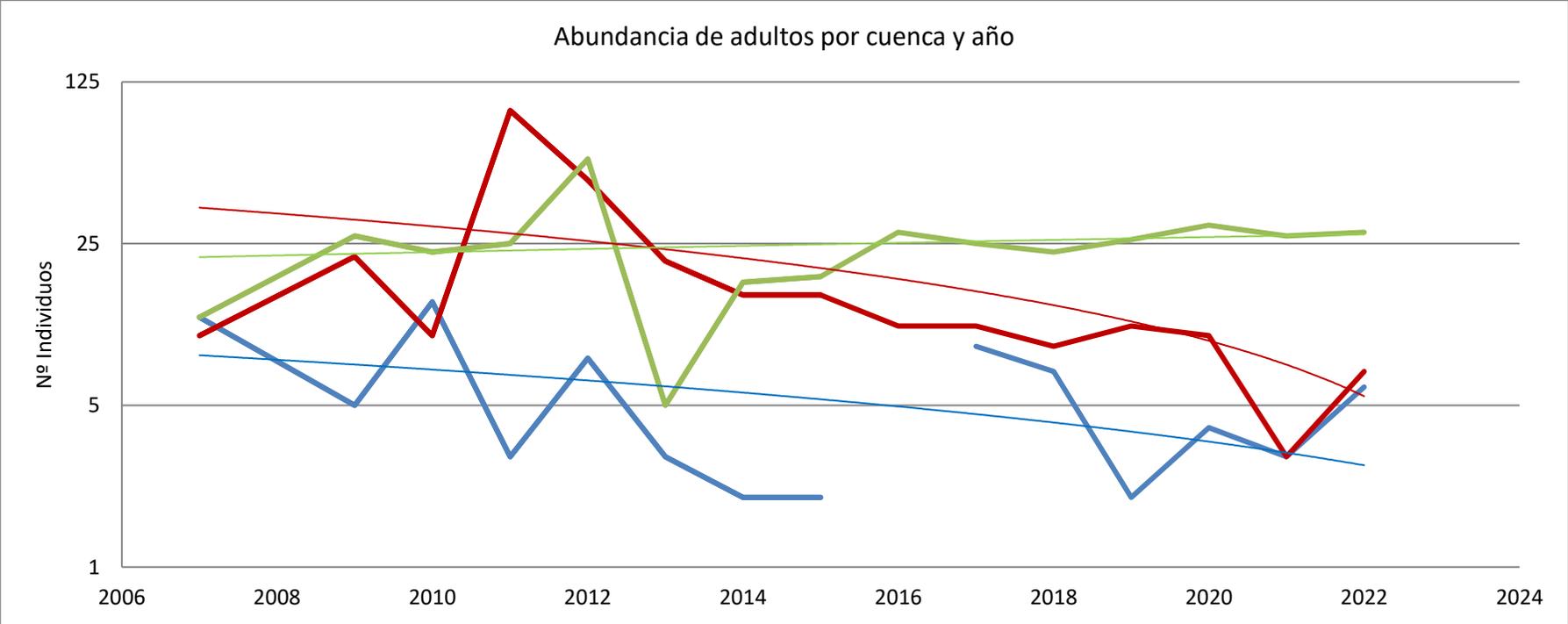


Gráfico 4.27. Representación gráfica de la evolución temporal de la abundancia media de adultos por localidad, con los datos agrupados por cuenca y año (línea azul = Ordesa; línea roja =Añisclo; línea verde = Escuaín) y representado en escala logarítmica en base 5.

En relación con la evolución de las localidades ocupadas y con reproducción anual de la especie a lo largo de estos años, puede comprobarse el ligero descenso que ha habido tanto en ambos indicadores.

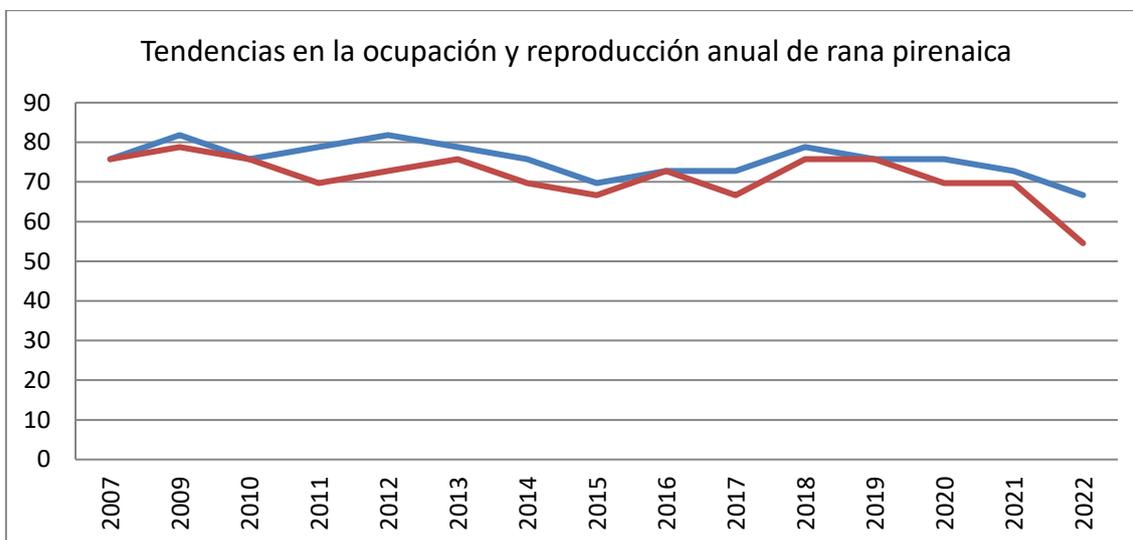


Gráfico 4.28. Evolución temporal de la ocupación (línea azul) y la reproducción (línea roja) – en %- de rana pirenaica en las localidades establecidas para su seguimiento.

A continuación se muestran en un par de gráficas la evolución de la ocupación y reproducción de rana pirenaica en las localidades de seguimiento con los datos separados por cuencas.

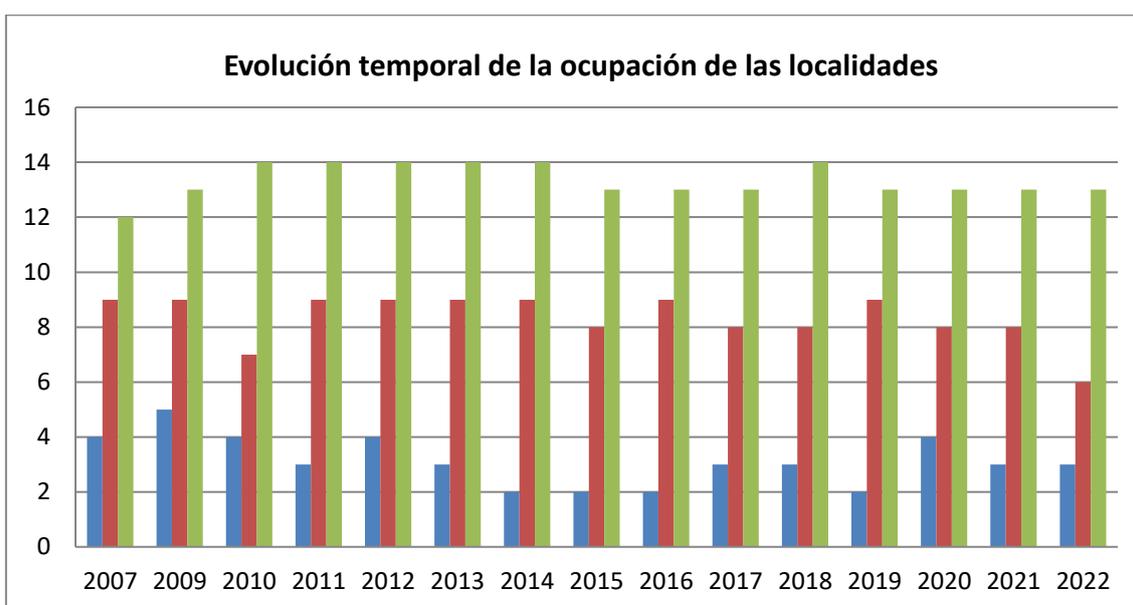


Gráfico 4.29. Evolución temporal de la ocupación de localidades por rana pirenaica en las localidades establecidas para su seguimiento en los distintos valles (azul = Ordesa; rojo = Añisclo; verde = Escuaín). En nº de localidades.

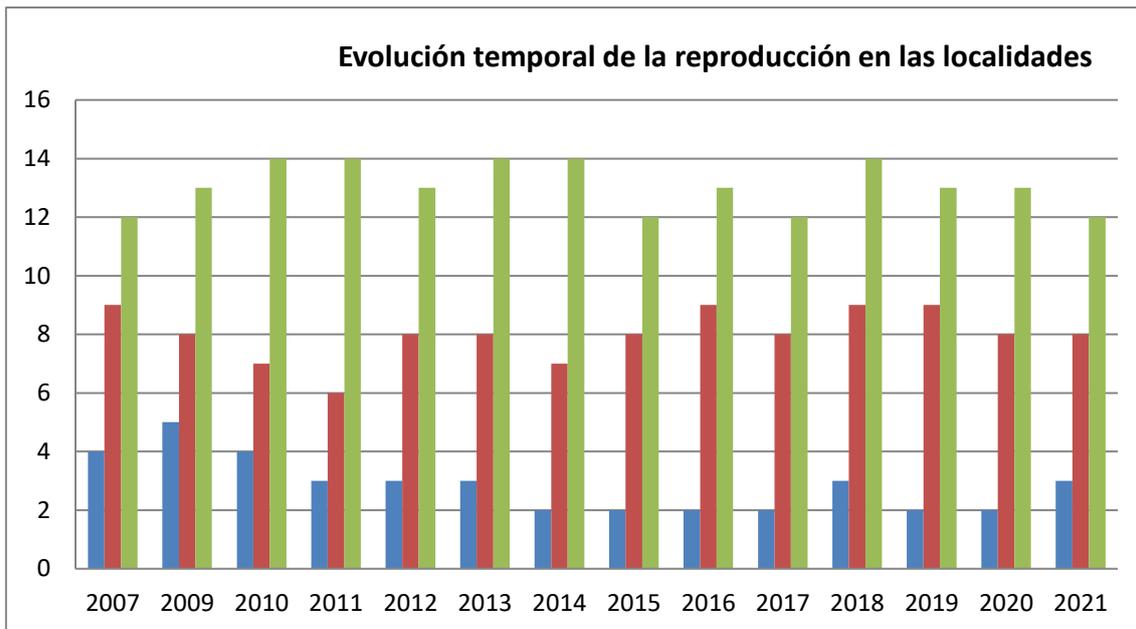


Gráfico 4.30. Evolución temporal del número de localidades con reproducción anual de la especie en las localidades establecidas para su seguimiento en los distintos valles (línea azul = Ordesa; línea roja =Añisclo; línea verde = Escuaín). En nº de localidades.

En general, los cambios en la ocupación y reproducción de la especie detectados se circunscriben a la desaparición de la especie en las localidades de la parte baja del valle de Ordesa (Bcos Sopoliana-San Bastán- La Canal) y a las localidades desocupadas en el valle de Añisclo (Fuen Foratiello y Barranco Mallo Sasé) datos reflejan la caída de la ocupación y reproducción

Hay que tener en cuenta además que en muchas localidades se puede estar produciendo un descenso progresivo en los efectivos poblacionales, que todavía no esté afectando a los indicadores de ocupación y reproducción, por lo que se recomienda mantener la alerta y la prudencia.

Respecto a la corrección y/o minimización de posibles amenazas para la especie habrá que continuar con las acciones de seguimiento sanitario sobre rana pirenaica y el resto de especies de anfibios presentes en el Parque para evaluar, la incidencia que pueden estar ocasionando posibles brotes de quitridiomycosis y ranavirus. Se propone continuar con la recogida de muestras (captura de ejemplares y toma de muestras epiteliales mediante raspado con hisopo estéril) durante las acciones de seguimiento de la especie. Del mismo modo habrá que continuar y reforzar aún más si cabe, las acciones de desinfección de botas y otro material de muestreo, para prevenir la dispersión de estos organismos.

Por otro lado, en los valles de Añisclo y Escuaín existe cierta presión ganadera, que puede estar afectando negativamente a la calidad de los hábitats acuáticos a causa de detracciones de caudales (tomas de agua en cabecera para abastecer depósitos y abrevaderos de ganado, y propia detracción de recursos hídricos de los barrancos al abrevar directamente el ganado de ellos durante gran parte del año y en el momento además, en el que los recursos hídricos son más escasos). Convendría inventariar las tomas de agua de cabecera en las cabeceras de algunos barrancos y evaluar cuales son las repercusiones de agua de esas detracciones sobre los núcleos poblacionales de rana pirenaica.

El ganado puede estar ocasionando a su vez afecciones sobre la calidad de las aguas (eutrofización) a consecuencia de los excrementos que depositan sobre los medios acuáticos y también puede estar ocasionando muertes directas de anfibios (en especial adultos) al pisotear los cauces. La habilitación de abrevaderos disuasorios junto algunos barrancos podría ser una solución para evitar o minimizar la entrada de las vacas a los cauces.

Pero además, se debería evaluar también cuales están siendo las repercusiones sobre la biodiversidad del uso generalizado, y de forma preventiva, de antiparasitarios para el ganado que contienen ivermectina, debido a su amplio espectro de acción y a su persistencia y difícil degradación en el medio natural.

Actividades como el barranquismo se ha demostrado que es una actividad que puede comportar el traslado de enfermedades emergentes como el hongo quítrido o los ranavirus. Conviene por ello, desarrollar acciones preventivas por parte de las empresas de aventura, consistentes en la desinfección del material deportivo con productos adecuados que permitan la eliminación y no extensión de las esporas de este hongo por los medios acuáticos que son frecuentemente transitados. El Gobierno de Aragón debería promover acciones de sensibilización ambiental para el público en general que den a conocer el problema que ocasiona el hongo quítrido sobre las poblaciones de anfibios y, las medidas que se pueden tomar para evitar dispersar el hongo antes, durante y después de las actividades que se realizan en el medio natural.

Por otro lado, sería deseable poder extender el programa de seguimiento de rana pirenaica que se realiza en el Parque a toda el área de distribución de la especie en Aragón, con el objetivo de conocer más adecuadamente el estado de conservación de la especie.

Y por último, continuar fomentando la colaboración con los investigadores e instituciones como el Consejo Superior de Investigaciones científicas (CSIC) que trabajan con la especie, tanto en temas de restauración de hábitats como de monitorización de la incidencia de las enfermedades emergentes.

4.6 BIBLIOGRAFÍA

Alford, R.A. and Richards, S.J. 1999. Global Amphibian Declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30: 133-165.

Blaustein, A.R. and Wake, D.B., 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon. *Trends in Ecology and Evolution* 5, 203–204.

Bosch, J., Martínez-Solano, I. and Garcia-Paris, M. (2001). Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biol. Cons.*, 97: 331-7.

Bosch, J. (2003). Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Suplemento Munibe*, 16: 56-73.

Bosch, J., Tejedo, M., Miaud, C., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Recuero Gil, E., Marquez, R., Diaz Panigua, C. & Geniez, P. 2006a. *Rana pyrenaica*. In: IUCN. 2007. *2007 IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org

Bosch, J. and Martínez-Solano, I. 2006. Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park, Spain *Jaime Bosch and Iñigo Martínez-Solano Oryx*, 40(1), 84–89

Briggs, C. J., Vredenburg, V.T., Knapp, R.A., and Rachowicz, L.J. 2005. Investigating the population-level effects of Chytridiomycosis: an emerging infectious disease of amphibians. *Ecology* 86(12): 3149-3159.

Collins, J.P. and Storfer, A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity & Distributions* 9, 89–98.

Corn, P. S., 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28.1: 59–Cox, L.H. & March, R.S. (2004): Comparison of geodetic and

glaciological mass-balance techniques, Gulkana Glacier, Alaska, U.S.A. *Journal of Glaciology*, 50(170): 363-370.

Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F. J. & Torralva, M., 2006. Amphibians in the Region of Murcia (SE Iberian Peninsula): conservation status and priority areas. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29.1: 33-41.

Gaines, W.L., Harrod, R.J. and Lehmkuhl, J.F. 1999. *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 27 pp.

Gardner, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(2): 25-44.

Gómez, I., Carmena, F., Antor, R. & Villagrasa, E. 2007- 2019. Seguimiento de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) como bioindicador de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. and Kuzmin, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.

Kats, L and Ferrer, R. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation *Diversity and distribution* 9, 99-110 Blackwell Publishing

Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. y Lizana, M. (Eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetologica Española (2ª impresión), Madrid, 587 pp.

Serra-Cobo, J. 2001. *Inventario y criterios de gestión de los anfibios del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Informe técnico, inédito.

Serra-Cobo, J. 2004. *Rana pyrenaica*. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J.M., R. Márquez, M. Lizana, eds. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (3ª impresión), Madrid: 240-242.

Serra-Cobo, J. 2005a. *Situación de Rana pyrenaica en el valle de Ordesa y actuaciones urgentes*. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Informe inédito.

Serra-Cobo, J. 2005b. Viaje a la extinción de la rana pirenaica. *Quercus*, 229: 25-28.

Serra-Cobo, J. y Martínez Rica, J.P. 2003. Rana pirenaica: una especie aragonesa muy singular. *Medio Ambiente Aragón*, 14:18-21.

Serra-Cobo, J., Lacroix, G. and White, S. 1998. Comparison between the ecology of the new European frog *Rana pyrenaica* and that of four Pyrenean amphibians. *J. Zool. Lond.*, 246: 147-154.

Slatyer, C., Rosauer, D. and Lemckert, F. 2007. An assessment of endemism and species richness patterns in the Australian Anura. *J. Biogeogr.*, 34(4), 583–596.

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York. 887 pp.

White, A.W. 1999. Frogs as Bioindicators. In Blue Mountains Bioindicators Project. NSW National Parks and Wildlife Service. Pp114-142.

CAPÍTULO 5. BASES TÉCNICAS PARA LA MONITORIZACIÓN A LARGO PLAZO DE LAS ESPECIES DE FAUNA PRIORITARIAS: *Lagopus muta pyrenaica*.

PROPUESTA RB-24020

Memoria final 2022



**Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN**



Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. Doctor en Biología. Elaboración del informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Revisión del informe.

Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R. y Villaespesa, F. 2022. Capítulo 5. Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias: *Lagopus muta pyrenaica*. En *PNOMP (Ed.), Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

CONTENIDOS

5.1 RESUMEN	269
5.2 INTRODUCCIÓN	270
5.3 METODOLOGÍA	272
5.4 RESULTADOS	272
5.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	292
5.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	293
5.7 BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA	300

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

5.1 RESUMEN

Se han redactado las bases técnicas para orientar la monitorización a largo plazo del lagópodo alpino (*Lagopus muta pyrenaica*). El objetivo de estas bases es recopilar las metodologías de seguimiento existentes, seleccionar las más eficientes y establecer un protocolo de seguimiento que permita detectar variaciones significativas de su densidad/distribución.

Los dos métodos de censo más extendidos son el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha y la búsqueda de indicios de ocupación (plumas, excrementos) durante el verano.

Los puntos de escucha durante la primavera (mayo-junio), y la estimación de la densidad mediante *Distance Sampling*, es la metodología recomendada para el lagópodo alpino en la literatura reciente de los Alpes y los Pirineos. Su utilización requiere de un importante esfuerzo de muestreo, entre 4 a 5 observadores por km². Los resultados obtenidos en los estudios que utilizan esta metodología suelen registrar una variabilidad muy elevada a lo largo de la estación de celo. Asimismo, se detecta una variabilidad interanual elevada y, por lo tanto, los resultados presentan una escasa fiabilidad. Por otra parte, las limitaciones logísticas que la elevada innivación provoca durante el pico de actividad de canto (entre el 10 y 25 de mayo) en las remotas y abruptas áreas ocupadas por la especie en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), junto al riesgo de aludes, comprometen la viabilidad y aplicación de esta metodología.

La prospección de indicios de ocupación (plumas, excrementos) se ha utilizado previamente para constatar la presencia de las especies del género *Lagopus* y, más concretamente, de *L. m. pyrenaica*. Se desarrolla durante el verano (julio-septiembre) con lo que pueden producirse contactos con hembras con pollos y, por tanto, comprobarse también la existencia de reproducción. Este método requiere un menor esfuerzo de muestreo (2 observadores por sector estudiado) que los puntos de escucha, y se realiza en una estación con menores condicionantes logísticos y riesgo para la prospección.

Por todo esto, se sugiere que el método principal de seguimiento de la especie en el PNOMP sea la búsqueda de indicios de ocupación en las áreas con presencia histórica de la especie.

Se propone un transecto mensual los meses de julio, agosto y septiembre. Las visitas se interrumpirán tras el primer transecto positivo. El esfuerzo de muestreo de hasta tres visitas al año, con una longitud de los transectos de unos 6000 metros sobre los 2.400 m. de altitud. La longitud final de los transectos y repeticiones necesarias para el seguimiento a largo plazo se revisarán a partir de los resultados obtenidos en el programa piloto.

En vista de lo anterior, se sugiere que el enfoque principal para realizar el seguimiento la especie en el PNOMP sea la búsqueda de indicios de ocupación en las áreas con presencia histórica de la especie. Se propone la realización de un transecto mensual durante los meses de julio, agosto y septiembre. Las visitas se podrán suspender una vez se obtenga el primer resultado positivo en los transectos. El esfuerzo de muestreo consistirá en hasta tres visitas al año, con transectos de aproximadamente 6.000 metros de longitud a una altitud sobre los 2.400 metros. La longitud definitiva de los transectos y las repeticiones necesarias para el seguimiento a largo plazo se ajustarán a partir de los resultados obtenidos en el programa piloto.

Dado que los machos emparejados continúan cantando durante julio y agosto, existe la oportunidad de combinar ambas metodologías durante la estación estival: la búsqueda de indicios de ocupación y los puntos de escucha. En principio, esto podría aumentar la probabilidad de detectar la presencia de la especie, aunque con un aumento en el costo del muestreo. Se sugiere llevar a cabo una prueba piloto para evaluar la eficiencia de estas dos metodologías de manera individual y combinadas.

5.2 INTRODUCCIÓN

El seguimiento a largo plazo de los recursos faunísticos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) supone un importante reto, por los recursos materiales necesarios para su implementación y mantenimiento en el tiempo. En primer lugar, fue imprescindible una priorización de las especies sobre las que efectuar la monitorización y definir los protocolos de seguimiento (Antor y Villagrasa, 2018), dado el significativo número de especies con elevado interés de conservación existentes en el Parque Nacional (p.ej. listadas en los catálogos regional y nacional, en los anexos de las directivas Hábitats y Aves, endemismos).

Entre las aves, se han priorizado especies de alta montaña (p. ej. lagópodo alpino), ya que, junto a las especies de elevadas latitudes, son especialmente vulnerables al aumento de las temperaturas, variabilidad de la precipitación y frecuencia de eventos de clima extremo característicos del cambio climático (Scridel et al., 2021 y referencias allí citadas).

Para las especies de alta montaña, la reducción del área de sus hábitats supone una amenaza de extinción a sus poblaciones más aisladas. Así, las simulaciones de escenarios futuros climáticos predicen cambios drásticos para las especies árticas y alpinas, que pueden suponer su extinción en el caso de especies y subespecies escasas y endémicas (Scridel et al., 2021 y referencias allí citadas).

Las especies del género *Lagopus* están consideradas centinelas de cambio climático, siendo sensibles al incremento de las temperaturas, menor innivación, eventos severos climáticos, limitaciones tróficas, mayor riesgo de depredación e incidencia de parásitos (Henden et al., 2017). En este sentido, se ha observado que el lagópodo alpino en los Alpes (*L. m. helvetica*) está desplazándose a mayores elevaciones con clima más fresco, contrayéndose su área de distribución y disminuyendo su abundancia (Marin Cudraz et al., 2019; Scridel et al., 2021). En el Pirineo su abundancia también está disminuyendo y está amenazada por cambio climático y transformación del hábitat (Revermann et al., 2012; Bech et al., 2013).

La elaboración de las bases requiere recopilar las metodologías de seguimiento existentes y determinar el protocolo de seguimiento más eficiente para cada una de las especies prioritarias. En esta valoración es necesario tener en cuenta el costo de los distintos métodos y su eficiencia. Una vez seleccionado el protocolo de monitorización es conveniente definir y optimizar el esfuerzo de muestreo, siendo los dos parámetros esenciales el número de visitas (repeticiones) y el número de localidades, siendo conveniente que el seguimiento permita detectar una determinada disminución de la abundancia o del área de distribución (ocupación). La utilización de métodos que permitan la estimación de la detectabilidad es clave para estimar la densidad o la ocupación real (MacKenzie et al., 2002; MacKenzie et al., 2006).

En los Pirineos se han aplicado diversos métodos de seguimiento de esta subespecie, destacando los censos mediante puntos de escucha realizados en Francia y Andorra (Leonard, 1995; Marty y Mossoll-Torres, 2012). En Aragón, los estudios sobre la distribución y abundancia de la especie son escasos, aunque se han iniciado en varios

espacios naturales protegidos: Parque Natural Posets-Maladeta (Gil et al., 2003), Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Gil et al., 2004; Albero et al., 2009) y ZEPA de los Valles (Gil et al., 2005).

El objetivo principal del trabajo es la redacción de las bases técnicas que permitan la puesta en marcha del protocolo de seguimiento a largo plazo del lagópodo alpino.

5.3 METODOLOGÍA

Selección de método de seguimiento

Se ha realizado una búsqueda bibliográfica de las publicaciones (en inglés, francés, alemán y español) más importantes sobre los seguimientos del lagópodo alpino.

5.4 RESULTADOS

Lagopus muta presenta una distribución ártico-alpina en Eurasia y Norte América, con un amplio rango latitudinal (35°-83°N; Del Hoyo et al., 1996). Aunque en su distribución circumpolar presenta continuidad sobre grandes áreas árticas de Norte América y Rusia, presenta muchas poblaciones fragmentada y aisladas, especialmente las poblaciones presentes en el piso alpino en montañas de Norte América, montañas meridionales de Europa, macizo de Altái, montañas del Pamir (Tayikistán) y Alpes japoneses. Producto del aislamiento de muchas de las poblaciones, se identifican un número importante de subespecies (23, tabla 5.1). Las poblaciones europeas se encuentran en Islandia, Escocia (Reino Unido), Fenoscandia, Alpes y Pirineos.

La subespecie *L. muta pyrenaica*, endémica de los Pirineos, presenta las poblaciones más meridionales de Europa (junto a las de Bulgaria), ocupa el piso alpino entre el macizo de Larra (Navarra) y el Ripolles (Gerona). La subespecie más próxima es la existente en los Alpes (subespecie *L. m. helvetica*), de la que se diferencia genéticamente (Caizerges et al., 2003). *L. m. pyrenaica* se considera amenazada por

los cambios en el paisaje, presión humana, cambio climático y baja diversidad genética (Bech et al., 2009; Revermann et al., 2012; Bech et al., 2013).

Subespecie	Referencia	Distribución
<i>L. m. muta</i>	(Montin, 1781)	n Scandinavia to Kola Pen. (nw Russia)
<i>L. m. millaisi</i>	Hartert, E, 1923	Scotland
<i>L. m. helvetica</i>	(Thienemann, 1829)	Alps
<i>L. m. pyrenaica</i>	Hartert, E, 1921	c, e Pyrenees (France and Spain)
<i>L. m. pleskei</i>	Serebrovski, 1926	n Siberia
<i>L. m. nadezdae</i>	Serebrovski, 1926	s Siberia and n Mongolia
<i>L. m. gerasimovi</i>	Red'kin, 2005	Karaginskiy Is. (Russia)
<i>L. m. ridgwayi</i>	Stejneger, 1884	Commander Is. (Russia)
<i>L. m. kurilensis</i>	Kuroda, Nagamichi, 1924	Kuril Is. (Russia)
<i>L. m. japonica</i>	Clark, AH, 1907	Honshu (Japan)
<i>L. m. evermanni</i>	Elliot, DG, 1896	Attu I. (w Aleutian Is., USA)
<i>L. m. townsendi</i>	Elliot, DG, 1896	Kiska I., Amchitka, Little Sitkin and Rat Is. (w Aleutian Is., USA)
<i>L. m. atkhensis</i>	Turner, 1882	Tanaga I., Adak I. and Atka I. (wc Aleutian Is., USA)
<i>L. m. yunaskensis</i>	Gabrielson & Lincoln, 1951	Yunaska I. (c Aleutian Is., USA)
<i>L. m. nelsoni</i>	Stejneger, 1884	Unimak and Unalaska Is. (e Aleutian Is., USA) and s Alaska
<i>L. m. dixonii</i>	Grinnell, 1909	Glacier Bay Is. and se Alaska
<i>L. m. rupestris</i>	(Gmelin, JF, 1789)	n North America
<i>L. m. welchi</i>	Brewster, 1885	Newfoundland (Canada)
<i>L. m. saturata</i>	Salomonsen, 1950	nw Greenland
<i>L. m. macrurus</i>	Schiøler, 1925	ne Greenland
<i>L. m. reinhardi</i>	(Brehm, CL, 1824)	s Greenland
<i>L. m. hyperborea</i>	Sundevall, 1845	Svalbard (Norway) and Franz Josef Land (Russia)
<i>L. m. islandorum</i>	(Faber, 1822)	Iceland

Tabla 5. 1. Subespecies de *Lagopus muta* y su área de distribución (desde Gill et al., 2022).

La especie presenta importantes variaciones estacionales en el plumaje de contorno (Figura 5.1), siendo blanco en invierno, pardo-grisáceo en verano y un mosaico de

blanco y pardo en los periodos de muda. En vuelo destacan la cola negra y las alas blancas. Presentan las patas y las fosas nasales emplumadas. Es muy discreta y difícil de aproximar, presentando un plumaje mimético (MacDonald, 1970).



Figura 5. 1 Plumajes estacionales de *Lagopus muta pyrenaica* (imágenes desde <https://seo.org/ave/lagopodo-alpino>).

La población pirenaica de lagópodo alpino es una reliquia glaciaria que quedó aislada después de las últimas glaciaciones (Caizergues et al., 2003). La subespecie está presente en los tres países, Francia, Andorra y España, compartiendo las poblaciones vecinas a los límites fronterizos. El mayor aislamiento se produce en los núcleos situados en ambos extremos de la cordillera. A nivel peninsular se restringe a las poblaciones existentes desde el macizo de Larra (Navarra) y el Ripollés (Girona). Extinta en la cordillera Cantábrica en las primeras décadas del siglo XX (García-Dory, 1982).

En Aragón está presente en los macizos montañosos del Pirineo axial, con una distribución discontinua, especialmente fragmentada en el área central y occidental. Está presente en todas las comarcas (Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe y Ribagorza), desde la línea fronteriza donde está en contacto con las poblaciones del Pirineo francés. El núcleo más meridional se encuentra en el macizo de Cotiella. La especie está incluida en el Anexo I de la directiva Aves, y por su pequeña población (2.500 aves maduras para toda la población pirenaica), tendencia al declive, en combinación con una

estructura de la población cuyos efectivos se agrupan en aproximadamente un 95% en una subpoblación está clasificada como vulnerable en las categorías UICN para España (2004). A nivel mundial, el lagópodo alpino está catalogado como de preocupación menor (LC), con una tendencia poblacional a la baja (IUCN 2019). A nivel europeo, está considerado vulnerable (VU) y casi amenazado (NT) en todo el continente europeo. La subespecie *L. m. pirenaica* está citada en los Anexos I, IIA y IIIB de la Directiva Aves y en el Apéndice III de la Convención de Berna (BirdLife International, 2015).

Las poblaciones de Alpes y Pirineos presentan densidades medias a bajas: 1,5 a 6,7 por km² en los Alpes austriacos (Nopp-Mayr & Zohmann, 2008); 1,1 a 4,8 en los Alpes franceses, Italia y Suiza (Desmet, 1988a; Morscheidt, 1994; Imperio et al., 2013), en el Pirineo Central, 8,8 machos por km² ha en macizos silíceos (Punta Suelza) y 3,4 machos por km² en macizos calcáreos (Monte Perdido) (Gil, 2017). Las estimaciones de Canut et al. (2004) para el Pirineo son 0,3 y 0,5 parejas por km² (en las áreas más favorables pueden alcanzar 3-4 machos por km²). En los Pirineos occidentales, Andorra y el departamento de Ariège (Francia) las densidades estimadas son 10,4 machos por km² (Marty y Mossoll, 2011).

L. m. pyrenaica ocupa áreas rocosas y pedregosas a las mayores altitudes (desde el límite forestal hasta las cumbres) seleccionando las áreas más elevadas y laderas más frías, donde se dan las condiciones más favorables para la especie (Favaron et al., 2006; Nelli et al., 2013; Bisi et al., 2017; Aleix-Mata, 2020). En el Pirineo Central (Aragón) la especie está preferentemente entre los 2.400 y 2.900 m de altitud, en orientaciones noreste, pendientes de 15-30° y suelos compuestos principalmente por afloramientos rocosos (50%), canchales con escasa vegetación (30%), así como pastizales y matorrales (20%) (Aleix-Mata et al., 2014). Su rango altitudinal aumenta de Oeste a Este, conforme va decreciendo la influencia atlántica (Gil, 2007).

Los machos de lagópodo alpino defienden territorios de reproducción que se reparten homogéneamente en áreas amplias, realizando cantos territoriales para establecerlos y defenderlos, y atraer a las hembras (Aleix-Mata, 2020 y referencias allí citadas). Varios autores indican que los cantos se producen entre principios de mayo y mediados de junio, siendo mayo el mes con mayor actividad (Marin-Cudraz et al., 2019; Aleix-Mata, 2020). Sin embargo, los machos emparejados siguen teniendo cierta actividad de canto al amanecer (1-3 estrofas) durante todo el verano (véase Anexo). Los machos de

lagópodo alpino presentan mayor actividad de cantos las primeras horas del día, en los Pirineos especialmente la media hora que precede el amanecer (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Mossoll-Torres y Marty, 2012; Aleix-Mata, 2020). Aunque el canto se puede escuchar, por el oído humano, hasta a 1 km de distancia en condiciones excepcionales (Favaron et al., 2006; Marty y Mossoll-Torres, 2012), usualmente se oye hasta los 250 m (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Franceschi et al., 2014).

Los puntos de escucha se basan en los cantos para evaluar el número de machos que están establecidos en sus territorios reproductores (Bossert, 1977). La baja visibilidad durante el amanecer, la movilidad de las aves y las condiciones climáticas adversas incrementan la posibilidad de dobles conteos y sobreestimaciones de la población monitorizada (Marin Cudraz et al., 2019).

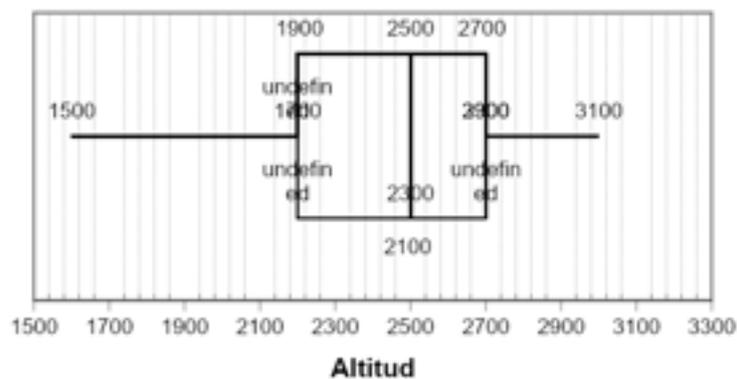


Figura 5. 2 Gráfico de caja con los valores de altitud de las observaciones de *Lagopus muta* en Aragón (n=119) (desde Antor y Martínez, 2016).

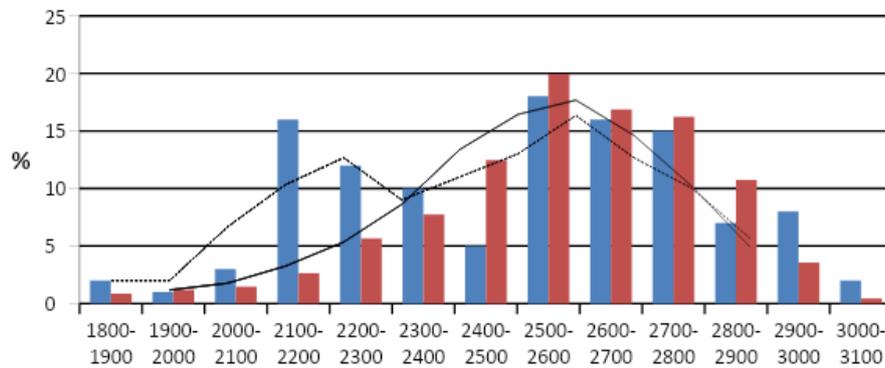


Figura 5. 3 Distribución de las observaciones por clases de altitud en Aragón desde Antor y Martínez (2016) (azul; n=119); y desde Aleix-Mata et al. (2014) (rojo; n=63). Los datos se han suavizado mediante la media móvil de 3 puntos (línea discontinua y negra, respectivamente) (desde Antor y Martínez, 2016).

Las observaciones de *L. m. pyrenaica* registradas en el Pirineo aragonés están localizadas principalmente entre los 2.100 y 2.900 m de altitud (Figura 5.3). La altitud media de las observaciones varía entre 2.500 metros (n=119; Antor y Martínez, 2016) y 2.572 metros (n=63; Aleix-Mata et al., 2014). El intervalo con mayor número de observaciones es el de 2.500-2.600 m en ambos estudios, pero en las curvas suavizadas de los datos (mediante la utilización de media móvil) el máximo se da en el intervalo 2.600-2.700 m.

Sin embargo, estos datos no reflejan adecuadamente la distribución altitudinal de la especie, infravalorando significativamente la presencia a elevadas altitudes y, por lo tanto, la altitud media. Este sesgo se produce por un esfuerzo de muestreo muy inferior de las áreas a cotas mayores. En este sentido, en la representación de la distribución altitudinal vs. preferencia altitudinal en Cataluña (Figura 5.4), se muestra que la especie selecciona el intervalo más elevado (2.600-2.800 m s. n. m.) a pesar del menor número de observaciones.

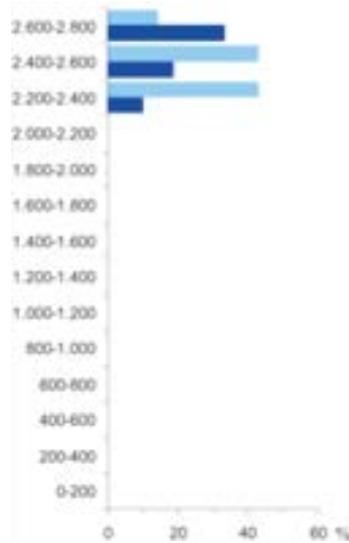


Figura 5. 4 Distribución en Cataluña (azul claro; porcentaje de observaciones en cada rango altitudinal) y preferencia altitudinal (azul oscuro; porcentaje de cuadrados de cada rango altitudinal en los que se ha detectado la especie) (desde ICO, 2022).

Las implicaciones de este sesgo son importantes y limitan las posibilidades de la especie para realizar una migración altitudinal ante el aumento de temperatura, al estar seleccionando actualmente las zonas más elevadas. Así, se ha estimado que el incremento de la temperatura debido al cambio climático puede provocar una reducción del 100% de la extensión de su distribución en Pirineos durante el periodo 2070-2099 (Huntley et al., 2007). Araújo et al. (2011) indican que bajo los escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de 100% en 2041-2070, y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de 0% en 2041-2070.

La orientación del terreno también juega un papel en la distribución de la especie (Figura 5.5). Las orientaciones S y SW son las más frecuentes en el Pirineo aragonés (Figura 5.6; a partir de 10.000 puntos aleatorios, simulados mediante GIS, en una banda altitudinal entre 2.200 y 2.900 metros), como era de esperar al tratarse de la vertiente sur de la cadena (para la componente sur) y a la alineación WNW-ESE de la cadena pirenaica (para la componente oeste).

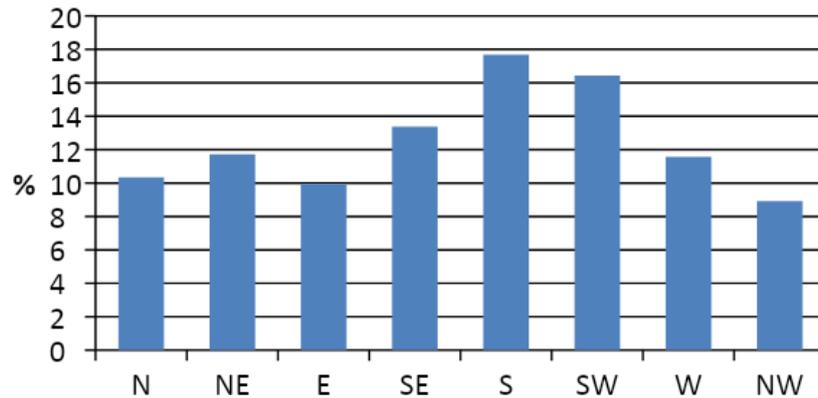


Figura 5. 5 Histograma con los porcentajes de los valores de orientación, estimada a partir de 10.000 puntos aleatorios en la banda entre 2200 y 2900 metros (desde Antor y Martínez, 2016).

Las observaciones de la especie son más frecuentes y, de hecho, selecciona las orientaciones norte y noreste del terreno (Aleix-Mata et al., 2014 (n=63) y Antor y Martínez, 2016 (n=82)) (Figura 5.6). Selección registrada también en los Alpes en el uso de microhábitat (Visinoni et al., 2015) donde la especie también selecciona las orientaciones norte y noreste.

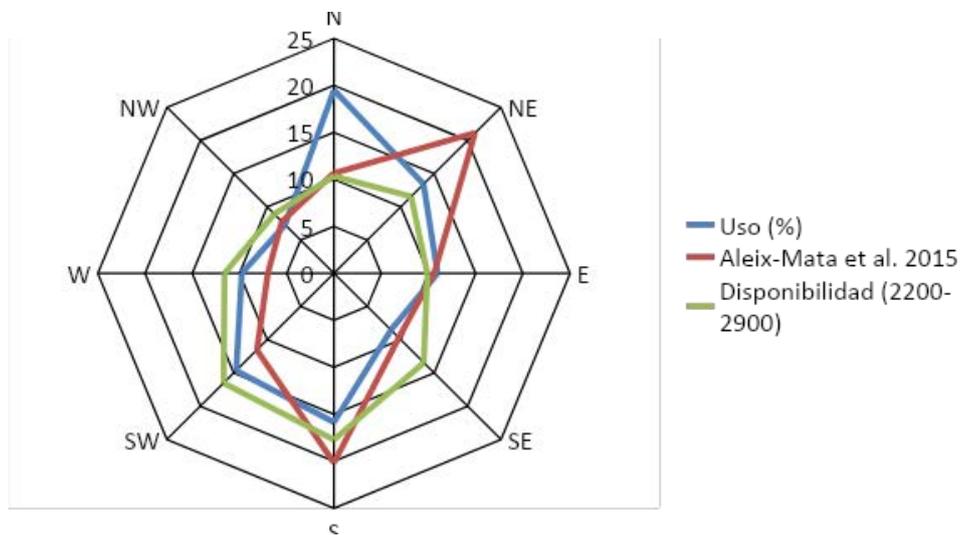


Figura 5. 6 Orientaciones utilizadas por *Lagopus muta* en Aragón (%; n=82) (Antor y Martínez, 2016), junto a los resultados de Aleix-Mata et al. (2014) (n=63) y porcentajes de los valores de orientación estimada a partir de 10.000 puntos aleatorios en la banda entre 2200 y 2900 metros.

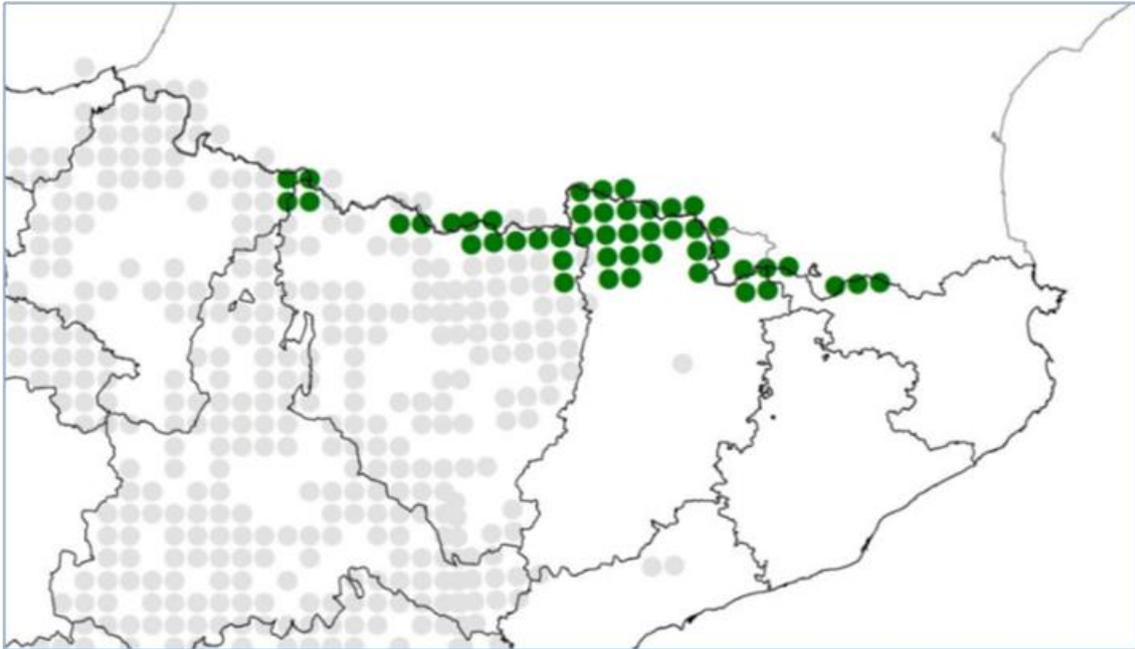


Figura 5. 7 Área de distribución ibérica de *Lagopus muta* (desde Gil, 2022).

Métodos de seguimiento recomendados

Los dos métodos de censo más extendidos son el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha y la búsqueda de indicios de ocupación (plumas, excrementos) durante el verano.

Censos de primavera: conteo de los machos cantores (“Point-counts”)

El método “Bossert” de conteo simultáneo de los machos cantores se ha utilizado en los Pirineos (Léonard, 1995; Marty y Mossoll-Torres, 2012; Mossoll-Torres y Marty, 2012) y en los Alpes (Nopp-Mayr y Zohmann, 2008; Zohmann y Wöss, 2008). Se realiza en áreas definidas por características topográficas y con un número variable de puntos de observación/escucha (*Point-counts*) distribuidos en toda el área, con el objetivo de registrar todos los machos durante las primeras horas de la mañana.

Los censos se realizan durante la temporada de celo, entre abril y finales de junio (principalmente en el mes de mayo); siendo el pico de actividad territorial en los Pirineos a mediados de mayo (del 10 al 25; Marty and Mossoll-Torres, 2012). El objetivo es registrar todos los machos desde puntos de escucha fijos durante las primeras horas de

la mañana. Para registrar el pico de actividad de canto del lagópodo alpino, que se produce media hora antes de la salida del sol (Mossoll-Torres y Marty, 2012), los conteos se inician una hora antes y finalizan media hora después del amanecer (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Aleix-Mata, 2020). Los observadores tienen que situarse en los puntos de conteo en la oscuridad (antes de empezar el muestreo), y permanecer en el mismo punto durante todo el conteo.

En la literatura se establece que la distancia máxima entre observadores no debe superar los 400-500 metros (Mossoll-Torres y Marty, 2012; Aleix-Mata, 2020), aunque se ha registrado una disminución importante de la detectabilidad de la especie a partir de los 150 metros (Mossoll-Torres y Marty, 2012). También se establece que se requiere entre 1 y 3 observadores por km², sin embargo, Franceschi et al. (2014) indican que serían necesarios 4–5 puntos por km² para conseguir estimas fiables de la densidad y sus cambios. Al tratarse de zonas abruptas es necesario tener en cuenta la seguridad de los observadores en el diseño del muestreo.

En los Pirineos, estos censos se han llevado a cabo principalmente en Andorra y el departamento de Ariège (Francia). Las densidades estimadas (10,4 machos por 100 ha) son mayores que las registradas en otras áreas pirenaicas y los Alpes (Desmet, 1988a; Morscheidt, 1994; Nopp-Mayr and Zohmann, 2008; Zohmann y Wöss, 2008; Imperio et al., 2013; Gil, 2017)

A partir de los resultados de los conteos de los machos desde estos puntos fijos (*Point-counts*) se pueden estimar las densidades con dos metodologías: muestreo por parcelas (*Plot Sampling*) (Marty y Mossoll-Torres, 2012) y muestreo por distancias (*Distance Sampling*) (Aleix-Mata, 2020).

En el análisis mediante la metodología del *Plot Sampling (PS)* se considera el área de una circunferencia con centro en el punto de observación. La densidad se estima dividiendo el número de machos detectados dentro de la parcela entre su superficie, es decir, no se utilizan las observaciones fuera de los plots (Mossoll-Torres y Marty, 2012; Marty y Mossoll-Torres, 2012). Se han utilizado dos variantes en los Pirineos: con parcelas de 250 m de radio alrededor del observador (Marty y Mossoll-Torres, 2012) y con parcelas con un radio de 350 m (Aubriy 2011). En ambas variantes se asume que la probabilidad de detectar a los machos que cantan en la parcela circular es 1, sin embargo, la probabilidad de detección del canto de un lagópodo alpino disminuye con

la distancia (Franceschi et al., 2014) y la mayoría de los cantos ya no se pueden escuchar a partir de 250 m (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Franceschi et al., 2014).

La alternativa para analizar los resultados de los puntos de escucha es considerar la disminución de la detectabilidad con la distancia mediante el muestreo por distancias (*Distance Sampling*; Buckland et al., 2001). En este método se asume la posibilidad de no detectar a todas las aves y se utilizan las distancias entre el observador y cada uno de los machos detectados. Se estima la densidad con el programa Distance (Buckland et al., 2001), que modela la disminución de la detectabilidad en función de la distancia.

En el caso del lagópodo alpino, esta metodología, *Distance Sampling (DS)*, proporciona estimas de densidades más elevadas y más precisas que el *Plot Sampling* (Franceschi et al., 2014; Aleix-Mata, 2020).

En los Pirineos se obtienen densidades estimadas con DS desde 3,91 a 21,88 (Aleix-Mata et al., 2020b), en muchos casos muy superiores al resto de estimas realizadas en la cordillera (p.ej. 8,8 machos por km² ha en macizos silíceos (Punta Suelza) y 3,4 machos por km² en macizos calcáreos (Monte Perdido; Gil, 2017). A pesar de que estas estimaciones con DS son más precisas que analizando los datos con *PS* (Aleix-Mata et al., 2020b), los coeficientes de variación siguen siendo importantes (CVs desde 14,34 a 51,6%) y por lo tanto presentan baja precisión.

Prospección de indicios de ocupación (verano)

Consistente en la prospección de las áreas alpinas en búsqueda de indicios de ocupación (plumas y heces) (Martin et al., 2004; Wolfe et al., 2011). La búsqueda de restos (plumas, excrementos) se realiza durante los meses de julio, agosto y septiembre, coincidiendo con la muda estival y la muda suplementaria (Zohmann y Wöss, 2008). Este método se ha utilizado para confirmar la presencia de la especie (Martin et al., 2004; Wolfe et al., 2011) y también para estudiar su uso del hábitat (Zohmann y Wöss, 2008).

Por motivos de seguridad y eficiencia es conveniente realizar cada transecto por dos o más observadores que realizan recorridos paralelos separados unos cientos de metros.

Muestreos no invasivos y análisis genéticos

Las técnicas basadas en muestreos no invasivos (heces o plumas) y análisis genéticos mediante microsatélites son una herramienta alternativa para estimar el número de individuos de las poblaciones de lagópodo alpino (Aleix-Mata, 2020).

Este método se ha aplicado con éxito para estimar los efectivos de urogallo (Jacob et al., 2010; Pérez et al., 2011; Rösner et al., 2014; Mollet et al., 2015; Lentner et al., 2018; Augustine et al., 2019; Aleix-Mata et al., 2020a) y se considera más eficiente que los conteos de machos en los cantaderos o por batidas, y presentando un coste moderado (Mondol et al., 2009; Augustine et al., 2019), similar al del método tradicional (Aleix-Mata et al., 2020a). Además, permite detectar entre un 25 y un 50% más machos de urogallo que los conteos directos en los cantaderos (Rösner et al., 2014; Lentner et al., 2018; Aleix-Mata et al. 2020a), excepcionalmente un 250% (Jacob et al., 2010). Sin embargo, en el lagópodo alpino las estimaciones de densidades obtenidas son algo inferiores, un 14%, mediante análisis genéticos frente a las obtenidas con puntos de escucha con *Distance Sampling*, aunque sin diferencia estadísticamente significativa (Aleix-Mata et al., 2020c).

Finalmente, las técnicas basadas en análisis genéticos pueden permitir obtener algunos parámetros demográficos como la supervivencia (modelos de captura-recaptura) y la proporción de los sexos de los adultos (Mondol et al., 2009; Abrahams, 2019; Augustine et al., 2019; Aleix-Mata et al., 2020a).

Registros acústicos

La utilización de muestreos mediante grabaciones de vocalizaciones con micrófonos automatizados y su análisis es un método que se ha utilizado en diversas especies de aves (Abrahams y Denny, 2018, y referencias allí contenidas). Este muestreo puede permitir establecer la ocupación, la composición de especies o los tamaños poblacionales (Abrahams, 2019, y referencias allí contenidas). El método se ha aplicado recientemente a varias tetraónidas como el urogallo (Abrahams, 2019) y el lagópodo alpino (Marin-Cudaz et al., 2019). En el urogallo se ha mostrado un método eficiente para determinar la ocupación reduciendo la perturbación ocasionada por los observadores (Abrahams, 2019). Esta perturbación es muy significativa, reduciéndose

la actividad vocal registrada por las grabadoras a 1/3 del nivel medio los días con puntos de escucha en los leks y, por tanto, con observadores presentes (Abrahams, 2019).

En el caso del lagópodo alpino la grabación de los cantos de machos podría permitir reducir el trabajo de campo con respecto a otros métodos, en cambio el trabajo de análisis de los fonogramas grabados para diferenciar los individuos es muy largo y complejo (Marin-Cudraz et al., 2019). Marin-Cudraz et al. (2019) aplican la metodología al lagópodo alpino, realizando grabaciones directamente con grabadoras y micrófonos por especialistas en bioacústica. Para *L. muta* no se encuentran experiencias en la literatura con estaciones automáticas remotas (“*passive*” o “*autonomous recorders*”), que son las idóneas para realizar censos por puntos de escucha (Abrahams y Denny, 2018; Abrahams, 2019).

Play-back

El “play-back” de cantos grabados se ha utilizado en el censo de la especie americana congénérica *L. leucura* (Braun et al. 1973), siendo la única técnica que considerada fiable para esta especie (Hoffman, 2006). Permitiendo además valorar con rapidez la presencia de ejemplares reproductores de *L. leucura* en un área (Hoffman, 2006). Utilizaron cantos de distrés para localizar hembras en

Para el lagópodo alpino, Marin-Cudraz et al. (2019) utilizaron con éxito el “play-back” de cantos grabados para obtener la respuesta de machos territoriales después del pico de actividad al amanecer, con el objetivo de grabar su canto. Bisi et al. 2017 utilizaron también “play-back” de cantos grabados para localizar ejemplares de *L. muta* en el mes de mayo y reclamos de juveniles para localizarlos en junio y julio.

Estos resultados sugieren la posibilidad de aplicar estas técnicas en la prospección del lagópodo alpino. Sería esclarecedor llevar a cabo un estudio específico que permitiera evaluar la eficiencia de estos métodos (“play-back” de cantos y reclamos de juveniles) para determinar la presencia de reproductores durante la temporada estival.

Propuesta de seguimiento a largo plazo de la especie

A continuación, se analizan los dos métodos de censo más extendidos: el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha y la búsqueda de indicios de ocupación durante el verano. Los otros métodos citados (análisis genéticos, registros acústicos), escasamente utilizados y/o desarrollados, no se han considerado. También se establece el protocolo necesario en la etapa piloto con el método seleccionado.

Evaluación de la metodología de los puntos de escucha (primavera)

Aleix-Mata et al. (2020b) proponen implementar un método estandarizado para estimar las densidades del lagópodo alpino que permita comparaciones sobre su estado de conservación en toda la cordillera. Con esta finalidad recomiendan la utilización de puntos de escucha (Marty and Mossoll-Torres, 2012) combinados con la estima de densidad mediante muestreo por distancias (*Distance Sampling*) que proporciona densidades más elevadas y más precisas que el muestreo por parcelas (*Plot Sampling*) (Franceschi et al., 2014; Aleix-Mata et al., 2020b).

La utilización de los puntos de escucha para el lagópodo alpino, y estima de su densidad mediante *Distance Sampling*, requiere un importante esfuerzo de muestreo, entre 4 a 5 observadores por km² (Franceschi et al., 2014). Además, el tamaño del área tiene que ser de suficiente para ser representativa del área de estudio

Los resultados obtenidos en los estudios que utilizan como metodología de censo los puntos de escucha suelen registrar una variabilidad muy elevada interanual (Mossoll-Torres y Marty, 2012; Delaye et al., 2016; Furrer et al., 2016; Marin-Cudraz et al., 2019). En el trabajo de Furrer et al. (2016) han monitorizado 40 lugares durante 18 años (1995-2012) mediante el censo de machos cantores de la subespecie alpina (*Lagopus muta helvetica*), poniendo de manifiesto que las poblaciones muy pequeñas o con bajas densidades no pueden monitorizarse o los resultados no son fiables, y que, en general, existe una elevada variabilidad interanual de los resultados (ver, p.ej., Figura 5.8).

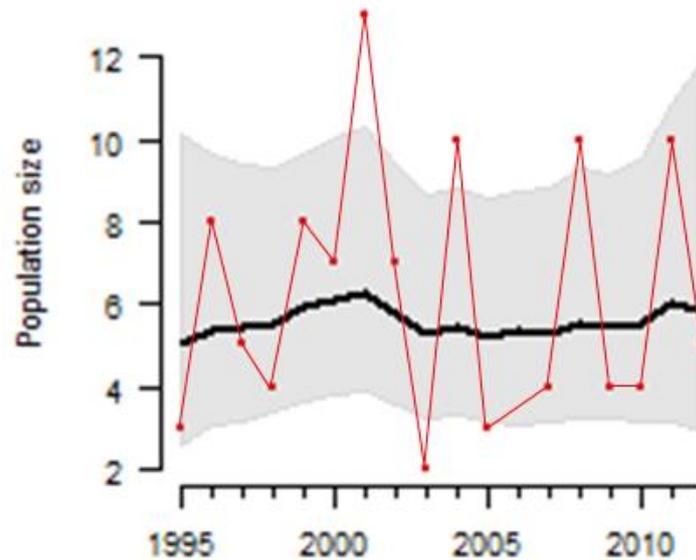


Figura 5. 8 Número de machos de *Lagopus muta helvetica* detectados en los Alpes, en una de las 40 localidades (localidad 16, Eastern Alps) estudiadas por Furrer et al. (2016). Los datos representados han sido extraídos de los anexos de Furrer et al., 2016 (*Supplementary material 1*).

En los censos desarrollados con este método en las cercanías del Lago helado de Marboré y el Balcón y pico de Pineta (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido) se obtuvieron resultados contradictorios (Albero et al., 2009). En 2008 se realizaron seis estaciones de escucha entre los 2.700 y 2.500 m s.n.m que cubrían un área de 116 ha. Participaron seis observadores durante dos jornadas de censo, realizándose escuchas al amanecer y atardecer. Se localizaron 4 machos territoriales. En 2009 se llevaron a cabo siete puntos de escucha abarcando un total efectivo de 140 ha. Participaron 7 observadores. No se detectó ningún macho cantor, aunque sí se pudieron localizar restos (excrementos) de perdiz nival en tres puntos.

Estas elevadas variabilidades interanuales obtenidas en los Alpes y los Pirineos no se pueden explicar por fluctuaciones demográficas en esta especie longeva (9 – 11 años, Novoa et al., 2011). Consideramos que la variabilidad se debe, en parte, a la baja detectabilidad que presenta el método, que oscila entre 0,2 y 0,5 (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Pedersen et al., 2012; Delaye et al., 2016) y a la propia variabilidad de la detección con condiciones atmosféricas diferentes.

La repetición de estos censos (puntos de escucha fijos) en los mismos puntos durante la época de celo también produce un número diario de machos cantando muy variable en los Pirineos, incluso dentro del mes de mayo (Figura 5.9; Mossoll-Torres y Marty, 2012). Estos mismos autores registran una importante pérdida de detectabilidad a partir de 150 metros de distancia del observador, que, por lo tanto, afecta a una parte significativa (64%) de la superficie censada (250 m alrededor de cada observador) y un descenso de la detectabilidad cuando las condiciones meteorológicas no son óptimas.

En resumen, la detectabilidad varía significativamente a lo largo de la estación dependiendo de las condiciones climáticas y la motivación de los machos para cantar. La cobertura de nieve puede retrasar la llegada de los machos (Novoa et al., 2008) y, por lo tanto, producir variaciones fenológicas interanuales en el pico de máxima actividad de canto y dificultar el censo.

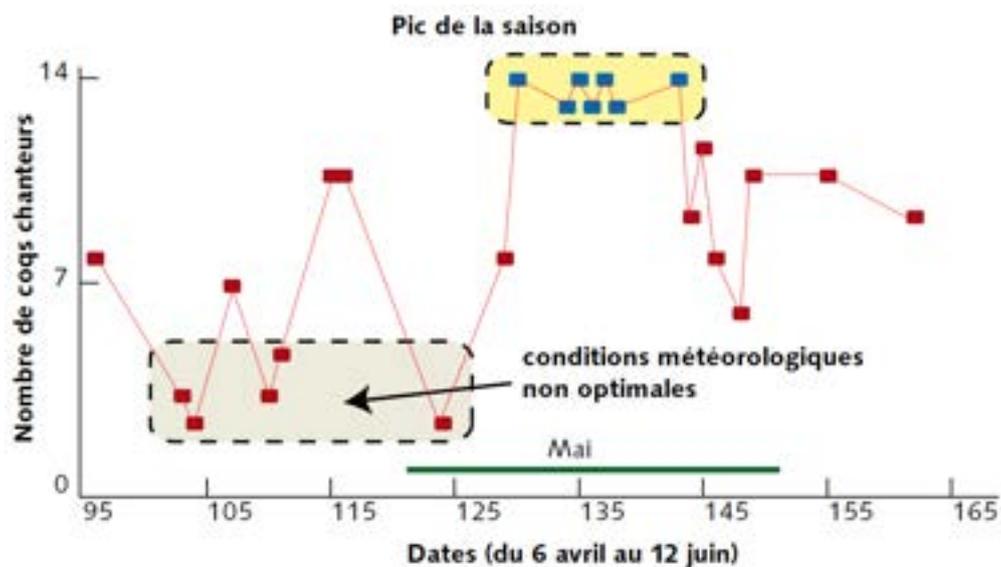


Figura 5. 9. Resultados de 24 censos de *Lagopus muta pyrenaica* realizados en los Pirineos (localidad denominada “Creussans”) entre el 6 de abril y el 12 de junio de 2004. Figura modificada a partir de Mossoll-Torres y Marty, 2012.

Para abordar estos problemas, se requeriría una repetición de los censos que permitiera registrar el pico de actividad vocal de los machos. En áreas remotas y abruptas, como las existentes en el PNOMP, supondría un elevado costo, por la necesidad de un importante número de observadores en cada censo (4-5 observadores por km²), y, especialmente, por la inaccesibilidad del hábitat de la especie durante la primavera.

La innivación también suele imponer limitaciones logísticas durante el pico de actividad de canto (entre el 10 y el 25 de mayo (Marty y Mossoll-Torres, 2012), y puede desplazar los censos a principios de junio, cuando la detectabilidad ya ha disminuido. Además, en el mes de mayo puede haber un elevado riesgo de aludes en las zonas ocupadas por la especie, y/o en los accesos a las mismas, lo que cuestiona la viabilidad de los conteos.

La probabilidad de detectar a una especie determinada por medio del canto además de estar sujeta a variables como las condiciones meteorológicas y la fenología estacional (Slagsvold, 1977), también depende de la presencia de conespecíficos e interespecíficos (Liu, 2004; Dolan et al., 2007; Xia et al., 2014). En el lagópodo alpino, las ya bajas densidades actuales en el Parque Nacional y su previsible disminución en el contexto actual de cambio climático, puede provocar una disminución en la actividad de cantos de los machos, con la consiguiente disminución de la detectabilidad.

Evaluación de la metodología basada en la prospección de indicios de ocupación (verano)

La prospección de indicios de ocupación (plumas, excrementos) es un método generalmente utilizado para constatar la presencia de las especies del género *Lagopus* (Martin et al., 2004, Wolfe et al., 2011), y utilizado también en el Pirineo con *Lagopus muta pyrenaica* (p.ej., Gil et al., 2004; Gil et al., 2012). El esfuerzo de muestreo medio requerido es de unas 6-7 horas/visita (Gil et al., 2004) y la detectabilidad es de al menos del 71,4% en el Parque Nacional (Gil et al., 2004), y un 33,3% en localidades del Pirineo central y oriental aragonés (Albero et al., 2018).

Este método se desarrolla durante el verano (julio-septiembre) con lo que pueden producirse contactos con hembras con pollos y, por tanto, comprobarse también la existencia de reproducción. En cambio, este método no proporciona datos de abundancia.

Albero et al. (2018), en una prueba piloto de esta metodología, realizaron 9 transectos en 4 áreas del Pirineo central y oriental: 1 en la Sierra de Liena (el más próximo al Parque Nacional (Figura 5.10), 5 en Urdiceto, 1 en la Maladeta y 2 en Llauset-ibón Chelat. Los transectos se estandarizaron para controlar el hábitat prospectado y el esfuerzo de muestreo, con el fin de recoger información para establecer la eficiencia del

método. Los transectos se realizaron en áreas preseleccionadas por su orientación norte y noreste, ya que el análisis de uso del hábitat indica que son las seleccionadas por la especie (Antor y Martínez, 2016). La longitud de los transectos osciló entre 4 y 6,5 km, y las altitudes batidas entre 2200 y 2900 m s. n. m.

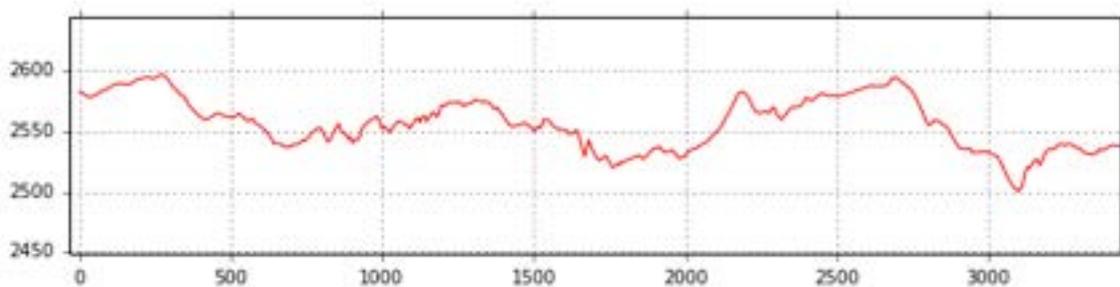
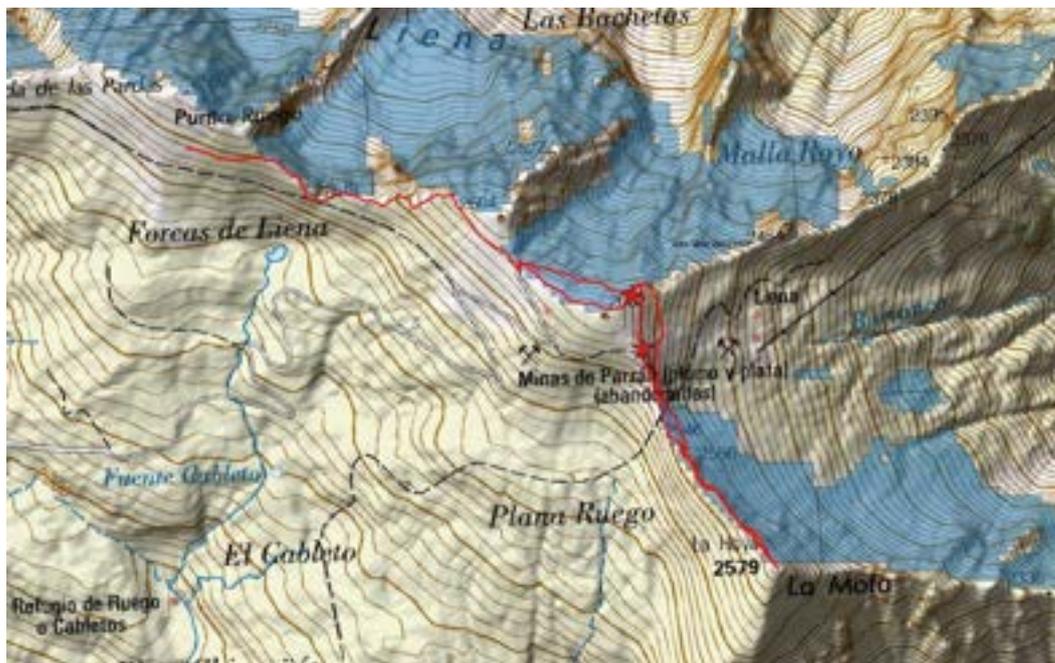


Figura 5. 10 Transecto piloto realizado en el sector de Liena el 24 de agosto y perfil altitudinal del transecto (Albero et al., 2018). Se localizaron dos puntos con indicios (estrellas rojas): a 2575 m y 2580 m de altitud.

El método utilizado, transectos de una longitud de alrededor de 6000 metros entre 2.200 y 2.900 m s. n. m., permitió confirmar la presencia de la especie en tres de las cuatro áreas estudiadas, sin embargo, su eficiencia es limitada ya que se observaron indicios (excrementos, plumas, encames) en tres de los nueve transectos. Los indicios se hallaron en la parte más elevada de los transectos, en un rango altitudinal entre 2.575 y

2.850 metros, estando estas altitudes en todos los casos sobre el percentil 80 de la distribución altitudinal de cada transecto. Este resultado refleja que en esta época los lagópodos se encuentran en umbrías a altitudes notables, siendo conveniente concentrar los transectos de prospección a partir de 2.500 metros de altitud (Albero et al., 2018).

A pesar del limitado rendimiento de este método, aparentemente es más eficiente que el censo de machos cantores, que hubiese supuesto un mayor número de observadores y jornadas invertidas, suponiendo un esfuerzo de muestreo muy superior. También hubiese supuesto una mayor dificultad y riesgo, tanto en el acceso a las áreas de censo, por la presencia de nieve, como en la realización de la aproximación al punto de escucha en oscuridad. El interés de los datos de abundancia que se obtienen con el censo de machos cantores queda relativizado por su escasa fiabilidad.

En otras palabras, este método requiere un menor esfuerzo de muestreo (2 observadores por sector estudiado) y, además, se realiza en una estación con menores condicionantes logísticos y riesgo para la prospección de las áreas alpinas que la primavera. Sin embargo, el acceso a estos hábitats remotos penaliza el rendimiento del método.

Para aumentar las probabilidades de detectar a la especie sería adecuado utilizar métodos complementarios a la búsqueda visual de indicios, que variarán a lo largo de la temporada. En los meses iniciales se propone la utilización complementaria de registros sonoros de la especie: cantos de machos en mayo - primeros de junio y llamadas de los juveniles en junio y julio (Bisi et al., 2017). Entre agosto y octubre no serían de utilidad los reclamos sonoros y la prospección sería únicamente visual. La única alternativa para aumentar la detectabilidad sería utilizar perros entrenados para localizar a la especie (Favaron et al., 2006; Bisi et al., 2017).

Por otra parte, los machos emparejados siguen teniendo cierta actividad de canto al amanecer durante todo el verano (véase Anexo). Parece existir un sesgo en la finalización de la época de canto que indican algunos autores en junio (p.ej., Marin-Cudraz et al., 2019; Aleix-Mata, 2020). La existencia de cantos en verano permite la realización simultánea de puntos de escucha al amanecer, lo que aumentaría de forma significativa la detección de la presencia de reproductores, con un aumento paralelo del costo del muestreo ya que requiere de la pernoctación en el punto de muestreo. Sería

conveniente llevar a cabo un programa piloto que permitiera evaluar la eficiencia de la cada uno de estos dos métodos (prospecciones de indicios y puntos de escucha) y de su combinación para determinar la presencia de reproductores durante la temporada estival.

Por todo lo expuesto, se propone la realización de transectos de prospección de indicios de ocupación en las áreas con presencia histórica de la especie (p.ej., Marboré y Pico Blanco) durante los meses de julio, agosto y septiembre, con la realización simultánea de puntos de escucha al amanecer si se considera logísticamente viable (véase Anexo).

Respecto al esfuerzo de muestreo que sería necesario aplicar, se propone un máximo de tres visitas al año a cada área, una por mes, con una longitud de los transectos entre 4 y 6,5 km a una altitud entre 2.400 m s. n. m. y las cumbres. Las visitas se interrumpirán tras el primer transecto positivo. Los transectos transcurrirán esencialmente en áreas con orientación norte y noreste, ya que el análisis de uso del hábitat indica que son las seleccionadas por la especie (Antor y Martínez, 2016). Los transectos deben ser delimitados cartográficamente con antelación y medida su longitud. Por motivos de seguridad y eficiencia, los transectos se realizarán por dos observadores con recorridos paralelos separados 100-300 metros, cuando las circunstancias lo permitan. Se recorrerán exhaustivamente las áreas con observaciones previas con recorridos paralelos siguiendo las líneas de nivel con una separación altitudinal de 25 m. Se registrará el recorrido realizado y las coordenadas de las observaciones. Complementariamente a la prospección visual, se utilizarán registros sonoros de la especie (llamadas de los juveniles) en la primera visita durante el mes de julio. También podría mejorar los resultados, la recogida de las muestras encontradas y su análisis genético.

La longitud final de los transectos y repeticiones necesarias para el seguimiento a largo plazo se revisarán a partir de los resultados obtenidos en el programa piloto.

5.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Se han recopilado las metodologías de seguimiento utilizadas para la monitorización del lagópodo alpino (*Lagopus muta pyrenaica*). Los dos métodos de censo más extendidos son el censo de machos cantores en primavera y la búsqueda de indicios de ocupación durante el verano.

El censo mediante puntos de escucha es la metodología recomendada para el lagópodo alpino en los Alpes y los Pirineos. Sin embargo, los resultados suelen registrar una variabilidad elevada a lo largo de la estación de celo e interanual, lo que limita su fiabilidad. Por otra parte, existen importantes limitaciones logísticas en las áreas de estudio durante la primavera, lo que, junto al riesgo de aludes, compromete la viabilidad y aplicación de esta metodología.

La prospección de indicios de ocupación (plumas, excrementos) requiere un menor esfuerzo de muestreo (2 observadores por sector estudiado) que los puntos de escucha, y se desarrolla durante el verano (julio-septiembre), presentando menores condicionantes logísticos y riesgo para la prospección. Por todo lo que, la búsqueda de indicios de ocupación se propone como método de seguimiento de la especie en el PNOMP.

Se propone un transecto mensual los meses de julio, agosto y septiembre. Las visitas se interrumpirán tras el primer transecto positivo. El esfuerzo de muestreo que será necesario: hasta tres visitas al año, con una longitud de los transectos de unos 6.000 metros sobre los 2.400 m de altitud.

La existencia de actividad de canto de los machos emparejados a lo largo del verano, permite combinar ambas metodologías con el fin de detectar la presencia de individuos reproductores: la búsqueda de indicios de ocupación y los puntos de escucha durante la estación estival (julio-agosto). Sería conveniente la realización de una prueba piloto para valorar la eficiencia de estos métodos individualmente y combinados. La longitud final de los transectos y repeticiones necesarias para el seguimiento a largo plazo se ajustaría a partir de los resultados obtenidos en este programa piloto.

5.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrahams, C. y Denny, M.J., 2018. A first test of unattended, acoustic recorders for monitoring Capercaillie *Tetrao urogallus* lekking activity. *Bird Study*, 65: 197-207.
- Abrahams, C. 2019. Comparison between lek counts and bioacoustic recording for monitoring Western Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.). *Journal of Ornithology*, 160: 685-697.
- Albero, J.C., Antor, R., Carmena, F., Chéliz, G., Gil, J.A., Gómez, I., Rivas, J.L., Leiva, D., Sampietro, J., Sánchez-Castilla, E., Sanz, J. y Villagrasa, E. 2009. Seguimiento de las poblaciones de mochuelo boreal y lagópodo alpino en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SODEMASA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Albero, J.C., Rivas, J.L., Sanz, J., Antor, R. y Puente, J. 2018. Prospección de lagópodo alpino (*Lagopus muta pyrenaica*) en el Pirineo aragonés (biorregión alpina). Año 2017. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Aleix-Mata, G., Gil, J. A., Marty, E., Mossoll-Torres, M., Martínez-Carrasco, C., y Pérez, J. M. 2014. El lagópodo alpino (*Lagopus muta pirenaica*) en el Pirineo central (Aragón-España): estudio preliminar de su hábitat y distribución. Póster presentado al XXII Congreso Español de Ornitología. SEO/BirdLife & Caixa Forum.
- Aleix-Mata, G. 2020. *Monitorización de poblaciones de tetraónidos en los Pirineos mediante métodos no invasivos*. Tesis doctoral. Universidad de Jaén.
- Aleix-Mata, G., Adrados, B., Boos, M., Marty, E., Mourieres, P., Tucat, G., Thion, N., Mossoll-Torres, M., Pérez, J.M. y Sánchez, A. 2020a. Comparing methods for estimating the abundance of Western Capercaillie *Tetrao urogallus* males in Pyrenean leks: singing counts versus genetic analysis of non-invasive samples. *Bird Study*, 66: 565-569.
- Aleix-Mata, G., Mossoll-Torres, M., Marty, E., Boos, M., Sánchez, A. y Pérez, J.M. 2020b. Distance sampling vs. Plot sampling for monitoring population abundances of the Pyrenean Rock ptarmigan. *European Journal of Wildlife Research* 66: 1-9.

- Aleix-Mata, G., Sánchez, A. y Pérez, J.M. 2020c. Comparing methods for estimating the abundance of Rock ptarmigan *Lagopus muta* males: Distance Sampling versus Non-Invasive Sampling and Genetic Analysis. En Aleix Mata, G. 2020. *Monitorización de poblaciones de tetraónidos en los Pirineos mediante métodos no invasivos*. Tesis doctoral. Universidad de Jaén.
- Antor, R. y Martínez, J.M. 2016. *Seguimiento de la población de lagópodo alpino (Lagopus muta pyrenaica) en el Pirineo aragonés (biorregión alpina)*. Año 2016. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Antor, R. y Villagrasa, E. 2018. *Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias. Año 2018*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I. y Gómez Calmaestra, R. 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Aubry, P. 2011. *Échantillonnage à deux occasions et variance totale pour l'estimation de l'abondance du Lagopède alpin*. DER, ONCFS, Informe tecnico.
- Augustine, B.C., Kéry, M., Marin, J.O., Mollet, P., Pasinelli, G. y Sutherland, C. 2019. Sexspecific population dynamics and demography of capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) in a patchy environment. *Population Ecology*, 62: 80-90.
- Bech, N., Boissier, J., Drovetski, S. y Novoa, C. 2009. Population genetic structure of rock ptarmigan in the 'sky islands' of French Pyrenees: Implications for conservation. *Animal Conservation*, 12(2): 138–146.
- Bech, N., Barbu, C.M., Quéméré, E., Novoa, C., Allienne, J.F. y Boissier, J. 2013. Pyrenean ptarmigans decline under climatic and human influences through the Holocene. *Heredity*, 111: 402–409.
- BirdLife International. 2015. European Red List of Birds. The IUCN Red List of Threatened Species. *Lagopus muta (Rock Ptarmigan)*.

- Bisi, F., Martinoli, A., D'Acunto, D., Gagliardi, A., Masseroni, E., De Franceschi, C., Preatoni, D., Wanters, L.A. y Martinoli, A. 2017. Habitat Selection by Alpine Rock Ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in the Italian Alps. *Ornithological Science*, 16: 93-100.
- Bossert, A., 1977. Bestandesaufnahme am Alpenschneehuhn *Lagopus mutus* im Aletschgebiet. *Der Ornithologische Beobachter*, 95–98.
- Braun, C.E., R.K. Schmidt, Jr., y G.E. Rogers. 1973. Census of Colorado white-tailed ptarmigan with tape-recorded calls. *Journal of Wildlife Management* 37: 90-93.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, y K. P. Burnham. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Caizergues, A., Bernard-Laurent, A., Brenot, J.F., Ellison, L., y Rasplus, J.Y. 2003. Population genetic structure of rock ptarmigan *Lagopus mutus* in Northern and Western Europe. *Molecular Ecology*, 12: 2267-2274.
- Canut, J., García, D., Parellada, X. y Lorente, L. 2004. Lagópodo Alpino *Lagopus mutus*. En A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife*. Madrid.
- Desmet, J.-F. 1988. Densité de peuplement en période de reproduction, du Lagopède alpin (*Lagopus mutus helveticus*, Thieneman 1829) en haute vallée du Giffre (Haute-Savoie). *Gibier Faune Sauvage* 5: 447–458.
- Del Hoyo, J. Elliot, A. and Sargatal, J. 1996. *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions.
- Delaye, A. y Strømeng, M.A. 2016. An assessment of survey methods to estimate spring density of two ptarmigan species in arctic Norway. Master's thesis, UiT Norges arktiske universitet.
- Dolan, A., Sexton, K., Redmond, L. y Murphy, M. 2007. Dawn song of eastern kingbirds: Intrapopulation variability and sociobiological correlates. *Behaviour*, 144: 1273–1295.
- Favaron, M., Scherini, G.C., Preatoni, D., Tosi, G. y Wauters, L.A. 2006. Spacing behaviour and habitat use of rock ptarmigan (*Lagopus mutus*) at low density in the Italian Alps. *Journal of Ornithology*, 147: 618-628.

- Franceschi, S., Nelli, L., Pisani, C., Franzoi, A., Fattorini, L. y Meriggi, A. 2014. A Monte Carlo appraisal of plot and distance sampling for surveys of black grouse and rock ptarmigan populations in Alpine protected areas. *The Journal of wildlife management*, 78: 359-368.
- Furrer, R., Schaub, M., Bossert, A., Isler, R., Jenny, H., Jonas, T., Marti, C. y Jenni, L., 2016. Variable decline of Alpine Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) in Switzerland between regions and sites. *Journal of Ornithology*, 157: 787-796.
- García Dory, M.A. 1982. La perdiz nival debe ser declarada especie protegida. *Quercus*, 4: 28-29.
- Gil, J. A., Lorente, L., Díez, Ó. y Báguena, G. 2003. *Distribución y abundancia de las aves nidificantes, en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Posets-Maladeta*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Difusión.
- Gil Gallús, J. A., Díez Sánchez, D., Pérez Laborda, C., Losada García, J. Á., y Villagrasa Ferrer, E. 2004. Estudio sobre la situación de las poblaciones de lagópodo alpino (*Lagopus mutus*) y mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe-Huesca). *Lucas Mallada. Revista de Ciencias*, 11:105-133.
- Gil, J. A., Lorente, L., Díez, Ó., Chéliz, G., Ascaso, J.C. y Pérez, C. 2005. *Seguimiento del lagópodo alpino (Lagopus mutus) en la zona oriental de la Z.E.P.A. de los Valles (Jacetania-Huesca)*. Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. Inédito.
- Gil, J. A. 2007. Lagópodo alpino, *Lagopus mutus*. En M. Alcántara (Ed.). *Catálogo de Especies Amenazadas en Aragón: Fauna*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón, pp. 180-183.
- Gil, J.A., Díez, O., Antor, R. y Villagrasa, E. 2012. *Seguimiento de mochuelo boreal y lagópodo alpino en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. AREA/SARGA, Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Gil, J. A. 2022. Lagópodo alpino *Lagopus muta*. En B. Molina, A. Nebreda, A. R. Muñoz, J. Seoane, R. Real, J. Bustamante y J. C. del Moral: *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Gill, F., Donsker, D. y Rasmussen P. (Eds). 2022. IOC World Bird List (v 12.1 DRAFT). Doi 10.14344/IOC.ML.12.1. <http://www.worldbirdnames.org/>
- Henden, J. A., Ims, R. A., Fuglei, E. y Pedersen, Å. Ø. 2017. Changed Arctic-alpine food web interactions under rapid climate warming: implication for ptarmigan research. *Wildlife Biology*, 240.
- Huntley, B., Green, R. E., Collingham, y Willis, S. G. 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham, Sandy and Barcelona: Durham University, RSPB and Lynx Edicions.
- ICO. 2022. *Perdiú blanca* (*Lagopus mutus*). En SIOC: servidor d'informació ornitològica de Catalunya. ICO, Barcelona. <http://www.sioc.cat/fitxa.php?sci=1&sp=LAGMUT>
- Imperio, S., Bionda, R., Viterbi, R. and Provenzale, A., 2013. Climate change and human disturbance can lead to local extinction of Alpine rock ptarmigan: New insight from the Western Italian Alps. *PloS one*, 8: e81598.
- Jacob, G., Debrunner, R., Gugerli, F., Schmid y B., Bollmann, K. 2010. Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. *Conservation Genetics*, 11: 33-44.
- Lentner, R., Masoner, A. y Lehne, F. 2018. Are counts on leks of Capercaillie and Black Grouse still state-of-the-art? Results from grouse monitoring in Tirol, Austria. *Der Ornithologische Beobachter*, 115: 215–238.
- Léonard, P. 1995. Méthode de dénombrement des Lagopèdes alpins mâles au chant et présentation des résultats. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 199: 29-32.
- Liu, W.C. 2004. The effect of neighbours and females on dawn and daytime singing behaviours by male chipping sparrows. *Animal Behaviour*, 68(1): 39-44.
- MacDonald, S.D., 1970. The breeding behavior of the Rock Ptarmigan. *Living Bird*, 9: 195-238.

- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J. y Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., y Hines, J.E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.
- Marin-Cudraz, T., Muffat-Joly, B., Novoa, C., Aubry, P., Desmet, J.F., Mahamoud-Issa, M., Nicolè, F., Van Niekerk, M.H., Mathevon, N., y Sèbe, F. 2019. Acoustic monitoring of rock ptarmigan: A multi-year comparison with point-count protocol. *Ecological Indicators*, 101: 710-719.
- Martin, K., Brown, G.A. y Young, J.R. 2004. The historic and current distribution of the Vancouver Island White-tailed Ptarmigan (*Lagopus leucurus saxatilis*). *Journal of Field Ornithology*, 75(3): 239-256.
- Marty, E. y Mossoll, M. 2011. Point-count method for estimating rock ptarmigan spring density in the Pyrenean chain. *Eur. J. Wildl. Res.*, 58(1): 357-363.
- Marty, E. y Mossoll-Torres, M. 2012. Point-count method for estimating rock ptarmigan spring density in the Pyrenean chain. *European Journal of Wildlife Research*, 58:357- 363.
- Mollet, P., Kéry, M., Gardner, B., Pasinelli, y G., Royle, J.A. 2015. Estimating Population Size for Capercaillie (*Tetrao urogallus L.*) with Spatial Capture-Recapture Models Based on Genotypes from One Field Sample. *PLoS One* 10: e0129020.
- Mondol, S., Ullas Karanth, K., Samba Kumar, N., Gopalaswamy, A.M., Andheria, A. y Ramakrishnan, U. 2009. Evaluation of non-invasive genetic sampling methods for estimating tiger population size. *Biological Conservation*, 142: 2350–2360.
- Morscheidt, J. 1994. Densités au printemps et succès de la reproduction chez le lagopède alpin *Lagopus mutus* dans la réserve domaniale du Mont Vallier (Ariège, France). *Alauda*, 62: 123-132.
- Mossoll-Torres M. y Marty E. 2012. Précisions apportées au protocole de dénombrement des mâles chanteurs de lagopède alpin. *Faune Sauvage*, 294: 18-23.

- Nelli, L., Meriggi, A., y Franzoi, A. 2013. Habitat selection by breeding rock ptarmigan *Lagopus muta helvetica* males in the western Italian Alps. *Wildlife biology*, 19: 382-389.
- Nopp-Mayr, U. y Zohmann, M. 2008. Spring densities and calling activities of Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) in the Austrian Alps. *Journal of Ornithology*, 149(1): 135-139.
- Novoa, C., Besnard, A., Brenot, J. F., and Ellison, L. N. 2008. Effect of weather on the reproductive rate of Rock Ptarmigan *Lagopus muta* in the eastern Pyrenees. *Ibis*, 150(2): 270-278.
- Novoa, C., Desmet, J. F., Brenot, J. F., Muffat-Joly, B., Arvin-Bérod, M., Resseguier, J. y Tran, B. 2011. Demographic traits of two Alpine populations of rock ptarmigan. En Sandercock, B. K., Martin, K. y Segelbacher, G. (Eds.). *Ecology, conservation, and management of grouse*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, pp. 267-280.
- Pedersen, A. O., B. J. Bardsen, N. G. Yoccoz, N. Lecomte, y E. Fuglei. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. *Journal of Wildlife Management*, 76: 308-316.
- Pérez, T., Vazquez, J.F., Quirós, F., Domínguez, A. 2011. Improving non-invasive genotyping in capercaillie (*Tetrao urogallus*): redesigning sexing and microsatellite primers to increase efficiency on faeces samples. *Conservation and Genetic Research*, 3: 483-487.
- Revermann, R., Schmid, H., Zbinden, N., Spaar, R. y Schröder, B. 2012. Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. *Journal of Ornithology*, 153: 891-905.
- Rösner, S., Brandl, R., Segelbacher, G., Lorenc, T., y Müller, J. 2014. Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. *European Journal of Wildlife Research*, 5: 789-801.
- Scridel, D., Brambilla, M., de Zwaan, D.R., Froese, N., Wilson, S., Pedrini, P. y Martin, K. 2021. A genus at risk: Predicted current and future distribution of all three *Lagopus* species reveal sensitivity to climate change and efficacy of protected areas. *Diversity and Distributions*, 27: 1759-1774.

- Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. *Ornis Scandinavica*, 8: 197–222.
- Visinoni, L., Pernellet, C.A., Desmet, J.F., Korner-Nievergelt, F. y Jenni, L., 2015. Microclimate and microhabitat selection by the Alpine Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) during summer. *Journal of Ornithology*, 156: 407-417.
- Wolfe, D. H., L. C. Larsson, J. R. Oldenettel, H. A. Walker, y Patten, M. A. 2011. *Status of populations of the White-tailed Ptarmigan at the southern edge of its range*. En Watson, R. T., T. J. Cade, M. Fuller, G. Hunt, and E. Potopov (Eds.) *Gyrfalcons and Ptarmigan in a Changing World – Conference Proceedings*. Vol. 1: 247-257.
- Xia, C., Wei, C., Lloyd, H., Liu, J., Wu, Q. y Zhang, Y. 2014. Dawn singing intensity of the male brownish-flanked bush warbler: Effects of territorial insertions and number of neighbors. *Ethology*, 120: 324-330.
- Zohmann, M. y Wöss, M. 2008. Spring density and summer habitat use of alpine rock ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in the southeastern Alps. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 379-383.

5.7 BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

- Alamany, O. y De Juan, A. 1983. Le Grand Tétrás (*Tetrao urogallus*) et le Lagopède (*Lagopus mutus*) dans les Pyrénées orientales iberiques. *Alauda*, 46: 241-258.
- Aleix-Mata, G., Adrados, B., Boos, M., Marty, E., Mourieres, P., Tucac, G., Thion, N., Mossoll-Torres, M., Pérez, J.M. y Sánchez, A. 2019. Comparing methods for estimating the abundance of western capercaillie *Tetrao urogallus* males in Pyrenean leks: Singing counts versus genetic analysis of non-invasive samples. *Bird study*, 66: 565-569.
- Arnesen, C.H., Johnsen, C.B., Costanzi, J.M. and Rosell, F., 2020. Canines (*Canis lupus familiaris*) as biodetectors for conservation work: Can they discriminate the rock ptarmigan (*Lagopus muta*) from the willow grouse (*L. lagopus*) in a yes/no task?. *Plos one*, 15 p.e0228143.

- Bossert, A. 1995. Population dynamics and habitat use of ptarmigan *Lagopus mutus* in the Aletsch area, Swiss Alps. *Ornithol Beob*, 92: 307-314.
- Boudarel, P. (1989). *Essai sur l'insertion du lagopède alpin (Lagopus mutus pyrenaicus, Hartert) dans les écosystèmes d'altitude pyrénéens*. Tesis doctoral. Université de Pau et des Pays de l'Adour. 277 pp.
- Canonne, C., Novoa, C., Muffat-Joly, B., Resseguier, J., Desmet, J.F., Casadesus, J.B., Arvin-Berod, M. y Besnard, A., 2020. Life on the edge: common slow pace of life but contrasted trajectories of alpine rock ptarmigan populations at their southern margin. *Wildlife Biology*, 2020(2).
- Canut, J.; García, D.; Parellada, X. y Lorente, L. 2003. Lagópodo alpino, *Lagopus mutus*. En, R. Martí y J. C. del Moral (Eds.): Atlas de las Aves Reproductoras de España, pp. 208-209. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Jackson, M.M., Gergel, S.E. y Martin, K. 2015. Effects of climate change on habitat availability and configuration for an endemic coastal alpine bird. *PloS one*, 10. p.e0142110.
- Gil, J.A. 2013. *Lagopus muta*. Lagópodo alpino. *Rocín*, vol. VII: 193-194.
- Gil, J. A. 2019. Lagópodo Alpino - *Lagopus muta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. López, P., Martín, J., Casas, F. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Hoffman, R.W. 2006. *White-tailed Ptarmigan (Lagopus leucura): a technical conservation assessment*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.
- Lorente, L., Gil, J.A., Díez, O. y Báguena, G. 1998. Lagópodo alpino, *Lagopus mutus*. En: Sampietro, J.; Pelayo, E.; Henández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Ed.). Aves de Aragón. Atlas de Especies Nidificantes. Zaragoza. Diputación General de Aragón-Ibercaja, pp. 138-139.
- Pernollet, C.A., Korner-Nievergelt, F. y Jenni, L. 2015. Regional changes in the elevational distribution of the Alpine Rock Ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in Switzerland. *Ibis*, 157: 823-836.

Rivas-Martínez, S., 1988. La vegetación del piso alpino superior de los Pirineos. In Homenaje a Pedro Montserrat (pp. 719-728). Instituto de Estudios Altoaragoneses.

Wann, G.T., Aldridge, C.L., Seglund, A.E., Oyler-McCance, S.J., Kondratieff, B.C. y Braun, C.E., 2019. Mismatches between breeding phenology and resource abundance of resident alpine ptarmigan negatively affect chick survival. *Ecology and evolution*, 9: 7200-7212.

ANEXO (incorporado el 30 octubre de 2023)

Siguiendo las indicaciones de estas bases técnicas, en verano de 2023 se ha llevado a cabo una prueba piloto para evaluar la eficiencia de los dos principales métodos propuestos para el seguimiento del lagópodo alpino (búsqueda de indicios y puntos de escucha) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (resultados disponibles en Gil et al. 2023).

Durante julio y agosto de 2023, Gil et al. (2023) han completado un total de 4 visitas con dos observadores en cada visita, realizándose dos visitas a cada una de las zonas de estudio: Plana de Marboré (2500-2800 msnm) y Pico Blanco (2600-2800 msnm). En cada una de las visitas se ha combinado la realización de escuchas al amanecer y prospecciones de búsqueda de indicios/individuos. En tres de las visitas se han realizado también escuchas al anochecer.

Localidad	Fecha	Escuchas			Prospecciones			
		tarde	mañana	nº estrofas	ejemplares	muestras	nº horas	km
Plana de Marboré (2500-2800 msnm)	28/07/2023	-			-	-	1	1
	29/07/2023		2 machos	3	pareja	muestras	2,5	2
	31/08/2023	-			1 macho	-	1	1
	01/09/2023		1 macho	1	pareja con 2 pollos y otra pareja	-	2,5	2
Pico Blanco (2600-2800 msnm)	02/08/2023	1 macho		1	pareja con 4 pollos y 1 macho	muestras	1	1,5
	03/08/2023		2 machos	3	1 individuo	muestras	3	3
	22/08/2023		2 machos	2	1 individuo	muestras	3	3
eficiencia (%)		33,3	100		85,7	57,1		
media				2			2	1,9

Tabla 5. 2. Resultados de las prospecciones de búsqueda de indicios de lagópodo alpino y puntos de escucha realizadas en verano de 2023 en el Parque Nacional de Ordesa y M.P. (desde Gil et al., 2023). Con un signo menos se reflejan los muestreos sin detección de la presencia de la especie.

De los resultados obtenidos (Tabla 5.2; desde Gil et al. 2023) destacan los siguientes:

- A lo largo del verano, los machos emparejados continúan exhibiendo actividad de canto al amanecer, consistente en 1-3 estrofas. Este hecho no ha sido mencionado en la literatura previa sobre el censo de la especie y resulta de gran relevancia para la utilización de puntos de escucha durante esta temporada.
- Se registran machos cantando el 100% (n=4) de las escuchas al amanecer, siendo el método que presenta mayor probabilidad de detección. En cambio, las escuchas al atardecer sólo resultaron efectivas en el 33,3% de las ocasiones.
- Las búsquedas de indicios o individuos de la especie también muestran una eficiencia conjunta considerable (85,7%). Sin embargo, en este contexto, los transectos de menor longitud (menos de 2 kilómetros) parecen no ser adecuados para obtener indicios que confirmen la presencia de la especie.
- Las prospecciones han producido un resultado inesperado: ha resultado ser mayor la probabilidad de observación de individuos que la de indicios de la especie (87,5 y 57,1%, respectivamente).

Estos resultados permiten concluir que la realización de escuchas al amanecer es una estrategia eficiente para determinar la presencia de lagópodos reproductivos durante la estación estival y mejora significativamente la probabilidad de detección de la especie obtenida con las prospecciones de indicios/individuos. Por esta razón, se sugiere el uso simultáneo de la búsqueda de indicios y los puntos de escucha, siempre que esta última sea logísticamente factible.

Gil, J.A.; Díez, O.; Chéliz, G. y Alonso, N. 2023. Seguimiento de la ocupación y reproducción anual del lagópodo alpino (*Lagopus muta*) en el Parque Nacional Ordesa y Mte. Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*.

CAPÍTULO 6. RESULTADOS DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Propuesta RB-24020

Memoria 2022



**Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN**

RESULTADOS DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Fernando Jubete. Técnico Superior en Gestión Forestal y del Medio Natural. Trabajo de campo y redacción del informe.

Beatriz Martín Morcuende. Dra. en Ciencias Biológicas. Análisis estadístico de datos.

Ramón J. Antor. Doctor en Biología. Revisión del informe.

Francisco Villaespesa. Ingeniero Técnico Forestal. Revisión del informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Revisión del informe.

Personal colaborador

SARGA – Gobierno de Aragón.

Fotografía

Autor: Fernando Jubete.

Fotografía de portada

Foto de portada: Macaón (Papilio machaon) (Autor: F. Jubete)

Citación bibliográfica recomendada

Jubete, F., Martín-Morcuende, B., Antor, R. y Villaespesa, F. 2022. Capítulo 6. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

*"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:
Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).*

AGRADECIMIENTOS

Al personal del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por facilitarnos nuestro trabajo y acompañarnos en algunas salidas al campo. A los técnicos de la empresa SARGA, por las facilidades prestadas para poder realizar el trabajo, así como por la imprescindible labor de coordinación con la administración del Parque Nacional.

A todas las personas que, de forma desinteresada, han aportado sus observaciones de lepidópteros durante el presente año.

CONTENIDOS

CAPITULO 6. RESULTADOS DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

6.1	RESUMEN.....	310
6.2	INTRODUCCIÓN.....	311
6.3	METODOLOGÍA DEL TRABAJO	312
	6.3.1 Metodología aplicada para la realización de censos	312
	6.3.2 Análisis de los datos.....	313
	6.3.3 Tratamiento de los datos.....	314
	6.3.4 Justificación de la aproximación analítica	315
	6.3.5 Cálculo de índices de abundancia e imputación de datos faltantes	316
	6.3.6 Estimación de tendencias interanuales y tasas de cambio	318
6.4	RESUMEN METEOROLÓGICO DE LA TEMPORADA	320
6.5	RESULTADOS DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE MARIPOSAS DIURNAS	323
	6.5.1 Esfuerzo de muestreo	323
	6.5.2 Resultados globales	324
	6.5.3 Resultados de la serie histórica	332
	6.5.4 Resultados por transectos.....	337
	6.5.5 Observaciones de lepidópteros fuera de los recorridos.....	361
6.6	RESULTADOS DE LOS MODELOS: INDICES DE ABUNDANCIA Y TENDENCIAS DE POBLACIÓN.....	365
	6.6.1 Resultados de los modelos: índices de abundancia	365
	6.6.2 Resultados de los modelos: tendencias y tasas de cambio	365
6.7	CONCLUSIONES.....	372
6.8	REFERENCIAS	373
6.9	BIBLIOGRAFÍA.....	375

ANEXOS (VER DOCUMENTOS EN ANEXO II \ CAPITULO 6)

Anexo I. Listado de las especies de mariposas diurnas y del número de ejemplares contabilizados en el programa BMS (periodo 2011-2022)

Anexo II. Cartografía de los recorridos del eBMS y secciones

Anexo III. Censos del programa de seguimiento de mariposas diurnas (BMS) por recorrido y secciones (Año 2022)

Anexo IV. Citas de mariposas diurnas (Ropalóceros) fuera de recorridos.

Anexo V. Estimaciones de las tendencias interanuales (valor medio e intervalos de confianza)

6.1 RESUMEN

- Informe del programa de seguimiento de mariposas diurnas correspondiente al año 2022. Es el treceavo desde que comenzaron a realizarse en el año 2010.
- Se han llevado a cabo un total de 24 recorridos estandarizados, siguiendo la metodología propuesta por el *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS), durante los meses de mayo, junio, julio y agosto. Los recorridos se realizan en seis transectos determinados previamente: Añisclo bajo, Pineta-La Larri, Revilla, Cutas-Custodia Sur, Lañas y Arazas-Gradas de Soaso. En su conjunto, suman 14,3 kilómetros de recorridos y una superficie de muestreo de 7,16 hectáreas.
- Se han contabilizado 3.069 ejemplares de mariposas diurnas pertenecientes a 90 especies, el segundo mejor año en la abundancia de ejemplares desde que comenzaron a estandarizarse los censos en 2018.
- Por recorridos, la mayor abundancia relativa se ha registrado en Las Cutas (34,5%), seguido por Revilla (23,8%) y Lañas (17,3%).
- Las densidades de mariposas más elevadas (expresadas en individuos/hectárea), se alcanzaron en el recorrido de Revilla, con 566,9 ind./ha en el mes de julio. Los recorridos de Soaso y Las Cutas alcanzaron también importantes densidades en el mes de julio, con 344,9 ind./ha y 312,2 ind./ha respectivamente.
- La especie más abundante ha sido *Pyronia tithonus* con una abundancia relativa del 17,8%, seguida por *Erebia arvernensis* (13,6%) y *Lysandra coridon* (12,4%).
- El 19/7/22 se detectó un ejemplar de *Phengaris arion* en el recorrido de Soaso, lo que ha supuesto redescubrir una población de esta amenazada especie y de la que no existía información desde 2009.
- La tendencia global de la comunidad de mariposas diurnas dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido es negativa, aunque de momento los resultados no son estadísticamente significativos. Los análisis estadísticos muestran un descenso en las estimas de densidad en los recorridos de Añisclo, Pineta y Soaso, mientras que estas densidades han aumentado en los recorridos de Las Cutas y Lañas.
- La tasa de cambio poblacional estimada en la totalidad del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido es negativa (-3%), aunque no es estadísticamente significativa y, dada su pequeña magnitud, nos hace considerar la tendencia global en el Parque Nacional como “Estable”.

- Las poblaciones de mariposas de Pineta y Soaso muestran tasas de cambio significativas, de una magnitud superior al 20%, por lo que la evolución en estas áreas entra dentro de la categoría de “Descenso fuerte”.

6.2 INTRODUCCIÓN

Los programas de seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) comenzaron en el año 2010. Desde el año 2011 se vienen realizando recorridos con banda siguiendo la metodología de trabajo propuesta por el *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS), la más extendida para este tipo de muestreos (Pollard, 1977; Pollard y Yates, 1993). En 2015 se definieron seis puntos de muestreo: Añisclo, Revilla, Pineta, Las Cutas, Lañas y Soaso, en los cuales se desarrollan recorridos estandarizados con la metodología BMS.

En 2022 se ha continuado con la realización de estos trabajos de seguimiento, llevándose a cabo los muestreos en los seis transectos predeterminados durante los meses de máxima actividad de las mariposas, mayo, junio, julio y agosto.

Los datos obtenidos en 2022 se han integrado en la red de seguimiento de mariposas de España y de Europa (*Butterfly Monitoring Scheme*) (<https://butterfly-monitoring.net/es/ebms>). De esa forma, los datos del PNOMP están contribuyendo a conocer la evolución y tendencia de las mariposas en un ámbito supranacional, donde aportan una valiosa información sobre mariposas de montaña, algunas de ellas endemismos ibéricos o pirenaicos.

6.3 METODOLOGÍA DE TRABAJO

6.3.1 Metodología aplicada para la realización de los censos

La metodología de trabajo empleada para el programa de seguimiento de mariposas diurnas es la descrita en el pliego de condiciones y que, a su vez, se basa en la metodología empleada en el *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS).

Esta metodología fue descrita por Pollard en 1977 y, en el caso del programa de seguimiento de mariposas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido ha sido profusamente descrita en el trabajo de Murria et al. (2011).

No obstante, se ofrece a continuación y de forma muy resumida el protocolo de esta metodología de trabajo, que se basa en el conteo de mariposas diurnas a lo largo de un itinerario con una longitud predeterminada. En ese transecto se contabilizan todas las mariposas en una banda de 2,5 metros de anchura en cada uno de los lados de la línea de progresión y en los cinco metros por delante y encima de la posición del observador (*Figura 6.1*).



Figura 6.1 Área de muestreo empleada en el programa BMS (Autor de la imagen: Catalan Butterfly Monitoring Scheme)

De esta manera, los resultados obtenidos no solamente contabilizan el número de ejemplares a lo largo del transecto, sino que permiten también obtener densidades absolutas al conocerse la extensión de la superficie muestreada.

Al tratarse de recorridos fijos donde se realiza un programa de seguimiento con una metodología estandarizada, su repetición en el tiempo permite la comparación de resultados para conocer la composición y abundancia de la comunidad de lepidópteros,

ver la evolución de los resultados interanuales o comparar los datos obtenidos con los de otras estaciones que utilizan la misma metodología de trabajo.

La captura de ejemplares, en caso de ser necesaria, se realiza mediante una manga entomológica, un sistema que permite la captura y rápida liberación de los ejemplares una vez han sido identificados. Cuando las mariposas están posadas, la identificación de ejemplares se realiza con la ayuda de prismáticos de doce aumentos. Los datos de campo se anotaron en la aplicación “Butterfly Count App”, desarrollada por el programa eBMS y disponible en el siguiente enlace (<https://butterfly-monitoring.net/es/ebms-app>). Los datos, después de tomados en el campo, son exportados y trasladados a un fichero Excel para su análisis e interpretación.

Con el fin de conseguir una mejor caracterización del hábitat ocupado por cada especie y la abundancia de cada mariposa en un hábitat determinado, se ha procedido a dividir cada uno de los transectos en subtramos, separando, por ejemplo, zonas de pastizal, matorral o bosque. En el caso de transectos donde el hábitat es muy uniforme, como puede ser el caso de Las Cutas, el transecto se ha dividido en secciones de longitud fija de 1000 metros.

Para la ordenación taxonómica y la nomenclatura binomial de las especies se ha seguido el trabajo de Wiemers et al. (2018), mientras que para los nombres comunes se ha seguido la propuesta de Monasterio-León et al. (2017).

6.3.2 *Análisis de datos*

En el análisis de los datos se han empleado los siguientes parámetros:

- ✓ **Abundancia absoluta.** Número de individuos de una especie presentes en un área.
- ✓ **Abundancia relativa.** Proporción de individuos de una especie dada en el número total de especies de mariposas observadas en un área dada (expresada en %).
- ✓ **Riqueza.** Número de especies que se encuentran en un hábitat, ecosistema, paisaje, área o región determinada.
- ✓ **Densidad.** Calculada mediante la siguiente fórmula:

$$D = \left(\frac{N}{S}\right)$$

N= número total de ejemplares contabilizados en un recorrido.

S= superficie del recorrido muestreado (longitud lineal del transecto x 5 metros de ancho de banda).

Los datos de densidad se expresan en individuos/hectárea (ind./ha).

Para la toma de datos de las condiciones meteorológicas, en el caso de la temperatura se utiliza un termómetro para medir el valor al inicio del recorrido. La nubosidad se expresa en porcentaje de presencia de nubes en una escala de 0 a 100 (0 totalmente despejado/100 totalmente cubierto). La velocidad del viento se realiza siguiendo la escala de Beaufort ([Figura 6.2](#)).

Escala de Beaufort	
0	- El humo asciende en vertical
1	- El humo se mueve ligeramente
2	- Se siente el viento en la cara
3	- Las hojas de los árboles se mueven
4	- Se levanta el polvo y las pequeñas ramas de los árboles se mueven
5	- Se balancean los árboles pequeños

Figura 6. 2 Velocidad del viento según la escala de Beaufort

6.3.3 *Tratamiento de los datos*

Se ha utilizado una serie de indicadores que, por un lado, convierten los conteos en estimas de abundancia tras la aplicación de correcciones por el esfuerzo de muestreo y que, por otro lado, nos dan una idea de cuál ha sido la evolución en dicha abundancia a lo largo del periodo de seguimiento disponible. Estos indicadores son los que se enumeran a continuación. Para una descripción detallada de la metodología seguida para su cálculo se puede consultar los apartados 2.5 y 2.6 más abajo (cálculo de índices de abundancia e imputación de datos faltantes y estimación de tendencias, respectivamente).

- ✓ Índices de abundancia. Estima de abundancia derivada a partir de modelos Generalizados Aditivos Mixtos (GAMM de sus siglas en inglés) basada en los conteos registrados y corrigiendo por el diferente esfuerzo realizado (en términos de longitud del transecto y número de visitas) efectuado en los distintos muestreos a lo largo de la serie temporal.
- ✓ Tendencias interanuales globales y por recorrido. Tendencia en el índice de abundancia a lo largo del periodo 2011-2022. La tendencia se estima a partir de la pendiente correspondiente a la variable “año” dentro de un modelo GAMM que considera la diferente detectabilidad y el distinto esfuerzo (en términos de longitud del transecto) que tiene lugar en cada muestreo particular.
- ✓ Tasa de cambio interanual. Tasa de cambio porcentual en la población que ha tenido lugar entre el año de inicio del seguimiento (2011) y el último año con datos disponibles de la serie (2022). Las tasas de cambio se han calculado a partir de los índices de abundancia.

6.3.4 Justificación de la aproximación analítica

En numerosos programas de seguimiento, tal y como el que se realiza en la Red de Parques Nacionales de España objeto de este informe, es una metodología común el utilizar muestreos que se repiten a lo largo del año en un número variable de localidades para registrar la abundancia las especies animales objeto del seguimiento. A partir de los conteos recogidos durante los muestreos, es habitual la estimación de tendencias lineales aplicando modelos de regresión logarítmica (“loglinear”) (McCullagh y Nelder, 1989). Esta aproximación, por ejemplo, es la utilizada en TRIM (Pannekoek y van Strien, 2005), que estima un índice de abundancia para cada año. En el caso de estimas de tendencias no lineales, cuando trabajamos con datos de conteo pueden utilizarse modelos aditivos generalizados (GAM, de sus siglas en inglés; Wood, 2006) que han demostrado ser aproximaciones estadísticamente robustas. Los GAM pueden considerarse extensiones de los modelos lineales generalizados, con la ventaja de que permiten que la variable respuesta varíe “suavemente” a través de los valores de covariables continuas.

La posibilidad de aplicar una aproximación de análisis flexible, que permita identificar no solo tendencias lineales sencillas, sino patrones temporales más complejos en la

evolución de la abundancia de las mariposas, nos ha hecho decantarnos por esta aproximación para el análisis.

Por otra parte, al igual que sucede con los modelos lineales, en un GAM podemos incorporar también términos aleatorios, que nos permiten controlar aquellos efectos que influyen en la abundancia registrada pero que son difíciles de controlar. De este modo, siguiendo a (Knappe, 2016) hemos utilizado modelos generalizados aditivos mixtos (GAMM, de sus siglas en inglés). Frente al software TRIM, el modelo GAMM permite derivar las fluctuaciones a lo largo del tiempo aplicando efectos aleatorios en lugar de únicamente efectos fijos, lo que reduce la detección de tendencias espurias. Además, con el uso de GAMM podemos incorporar covariables continuas que, como veremos a continuación, nos permiten controlar los efectos del diferente esfuerzo de muestreo entre lugares (transectos) y años. Con los GAMM, en lugar de atribuir toda la variabilidad temporal a cambios en los tamaños de población, podemos descomponer dicha variabilidad en dos componentes. La primera componente se correspondería con la tendencia real a largo plazo que, efectivamente, tiene lugar en las poblaciones, mientras que la segunda componente representa las perturbaciones irregulares que suceden a corto plazo en los registros de abundancia, y que se superponen a la tendencia de la población que realmente queremos estimar (Knappe, 2016). Al igual que sucede con otros modelos predictivos, con estos modelos GAMM, se pueden también derivar índices de abundancia que completen los valores faltantes que se han producido durante el desarrollo de los muestreos. De este modo, mediante predicciones hechas por los modelos (Schmucki et al., 2016), pueden estimarse los ejemplares que no se han contabilizado en los muestreos faltantes.

6.3.5 Cálculo de índices de abundancia e imputación de datos faltantes

Distinto esfuerzo de muestreo y diferente detectabilidad

Para un mismo recorrido, las visitas se han efectuado en semanas diferentes de unos años a otros, mostrando unas fechas de muestreo más o menos variables dependiendo de los transectos. Como consecuencia, debido a la diferente fenología de las especies de lepidópteros muestreadas, esta diferente fecha de las visitas genera una variabilidad en cuanto al número de mariposas registrado que no está relacionada con el cambio real de la población. En este sentido, el esfuerzo óptimo de censo anual incluye 30

visitas a cada transecto muestreado, una por semana, comprendidas entre marzo y septiembre.

Por otra parte, la metodología de trabajo empleada para recoger los datos, inspirada en el *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS) y descrita por (Pollard y Yates, 1993), asume que no existen diferencias en la detectabilidad de las mariposas a lo largo de los años y en los diferentes muestreos. Sin embargo, sabemos que la variación que observamos en las mariposas que registramos a lo largo del periodo de trabajo puede haberse producido no sólo por cambios reales en el tamaño de las poblaciones, que es la tendencia que efectivamente queremos calcular, sino que también puede ser producto de cambios en la probabilidad de detección a lo largo de los años y entre diferentes hábitats.

Por este motivo, antes de estimar tendencias de población, es recomendable cuantificar índices de abundancia para cada transecto y año que imputen los datos correspondientes a las visitas faltantes y que consideren una posible variación en la detectabilidad.

Modelos para la estima de índices de abundancia

Para la imputación de los datos faltantes, se han construido modelos aditivos generalizados mixtos (GAMM, de sus siglas en inglés), en los que se ha modelado la abundancia diaria registrada en cada una de las visitas y transectos frente al esfuerzo de muestreo (longitud del transecto), el año y la fecha en el que se realiza la visita. Estas covariables nos permitieron incluir la variación en el esfuerzo de muestreo y su influencia en los índices de abundancia (Wepprich et al., 2019).

Para incluir en estos modelos la variación en la detectabilidad que no puede atribuirse a una causa concreta y que tiene lugar en los distintos transectos a lo largo de los diferentes años, los recorridos y el año se incluyeron como efectos aleatorios, con el fin de tener en consideración la variación temporal y espacial en los conteos que no tiene que ver con la tendencia real de la población.

Finalmente, para incorporar la sobredispersión existente en los conteos, se añadió un efecto aleatorio más, que combinó el recorrido y el año de cada una de las observaciones (Wepprich et al., 2019).

Evaluación de posibles modelos

Se evaluaron diversos modelos posibles con distinta estructura y número de covariables mediante el criterio de información de Akaike, AIC. Debido a la sobredispersión existente en los datos de partida con respecto a la distribución de Poisson, que es la que habitualmente se emplea para modelar los datos de conteo, a parte de esta función de distribución se probaron otras estructuras (modelo con respuesta cuasi-Poisson y modelo con función binomial negativa). Del conjunto de modelos evaluados, la imputación de datos faltantes se ha realizado aplicando el mejor modelo resultante (es decir, el que proporciona mejor ajuste de acuerdo con los datos), obteniéndose el mejor ajuste con una distribución binomial negativa, aplicando una función de vínculo logarítmica. Este “mejor” modelo nos permitió obtener predicciones de abundancia diaria para cada visita en cada transecto y año.

Cálculo del índice anual de abundancia

Como la fenología de las especies estudiadas es compleja, implicando especies polivoltinas en las que las generaciones se solapan (Stefanescu et al., 2011), se calculó un único índice anual que no tiene en cuenta las diferentes generaciones de mariposas. De este modo, las predicciones diarias se han agrupado anualmente por transecto muestreado (Brereton et al., 2011), y ha sido sobre este índice de abundancia anual por transecto y año, sobre el que se han estimado las tendencias interanuales que se describen en el siguiente apartado (2.6. Estimación de tendencias interanuales).

6.3.6 Estimación de tendencias interanuales y tasas de cambio

Estructura de los modelos y posterior evaluación

Para la estima de la tendencia interanual en el índice de abundancia previamente calculado, se utilizaron también modelos aditivos generalizados mixtos (GAMM). En este caso, se incluyó **el año del muestreo como una covariable más del modelo, cuyo coeficiente estimado será el que nos dé idea de la tendencia**. Asumimos que la variación debida a la meteorología y a la hora del día a la que se efectúa el muestreo se han reducido a un mínimo gracias a la estandarización de las condiciones ambientales durante el muestreo, por lo que no las consideraremos directamente a la

hora de controlar el efecto del muestreo (Van Swaay et al., 2008). No obstante, el número total de especies registrado en cada transecto y año a lo largo de diferentes visitas se utilizó como una medida indirecta de otros factores que afectan la detectabilidad, tales como las condiciones meteorológicas, la calidad del sitio o el esfuerzo del observador (Wepprich et al., 2019). Para controlar los cambios en el esfuerzo de muestreo entre transectos, añadimos también la longitud de cada transecto como una covariable adicional del modelo. Con el fin de evaluar la desviación en la variación espacial y temporal de la tendencia general detectada en la región biogeográfica, se incluyeron también los efectos individuales de cada transecto y año como factores aleatorios. Los transectos se trataron como efectos aleatorios con el fin de evitar el estimar parámetros diferentes para cada transecto. La evaluación de los modelos resultantes (comparados mediante el criterio de información de Akaike, AIC) nos permitió determinar en qué casos, es decir, para qué grupos y/o especies previamente definidos, la inclusión de los términos aleatorios para la variable “año” mejoraba el modelo correspondiente. De este modo, solo se incluyeron términos aleatorios para el “año” cuando estos proporcionaban un mejor ajuste, es decir, cuando la diferencia entre el AIC del modelo sin términos aleatorios y el AIC de un modelo equivalente con ellos resultó ser mayor a 2 (umbral de referencia: $\Delta AIC < 2$). Aunque, como ya comentábamos previamente, la aproximación GAMM nos ofrece la posibilidad de construir modelos más complejos que estimen tendencias poblacionales no lineales (tipo “smooth”), las comparaciones entre modelos con tendencias no lineales frente a modelos equivalentes con tendencia lineal (aplicando un ajuste de tipo “loglinear”) mostraron que el modelo más sencillo con ajuste lineal era suficiente como para modelar de manera robusta la tendencia de la corta serie temporal de datos todavía disponible. Estas comparaciones se efectuaron una vez más haciendo uso de los valores AIC de los respectivos modelos con uno y otro tipo de estima de tendencia (umbral de referencia: $\Delta AIC < 2$).

Debido a la sobredispersión existente en los datos de partida con respecto a la distribución de Poisson, el mejor ajuste se obtuvo a partir de un modelo con distribución binomial negativa, aplicando una función de vínculo logarítmica.

Tasa de cambio porcentual

A parte de las estimas de la tendencia interanual, hemos calculado también una tasa de cambio poblacional, que se cuantificó como el **cambio porcentual en el índice de**

abundancia anual que ha tenido lugar entre el año de inicio del seguimiento y el último año con datos disponibles de la serie. La incertidumbre en estas estimas de tasa de cambio se cuantificó a través de intervalos que se derivaron mediante “bootstrapping”. No obstante, aunque utilizamos efectos aleatorios, la tasa de cambio se calculó únicamente para el término de la tendencia subyacente (estimaciones para la variable “año”) que, tal y como se explicaba anteriormente, se calcula como una tendencia lineal (“loglinear”).

Al estar la tendencia cuantificada en la escala logarítmica, las tendencias se clasificaron como positivas, negativas o estables dependiendo de que fueran mayores de 1, menores de 1 o no distinguibles de la unidad, respectivamente.

6.4 RESUMEN METEOROLÓGICO DE LA TEMPORADA

El análisis de estos datos comprende el último año hidrológico, es decir el periodo comprendido entre el 1 de octubre de 2021 y el 30 de septiembre de 2022.

Los datos empleados en el análisis provienen de los avances climatológicos mensuales ofrecidos por la AEMET, donde se ha seleccionado la opción “Huesca/Pirineos”. Esta información se encuentra disponible en el siguiente enlace:

https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/vigilancia_clima/resumenes?w=1&datos=-1&n=1&k=arn.

La *Figura 3* y *Figura 4* ofrecen un resumen de la caracterización mensual durante el periodo octubre 2021-septiembre 2022.

Las temperaturas se han situado en valores por encima de los normal en siete meses del año, destacando muy significativamente el periodo mayo-julio, meses caracterizados como extremadamente cálidos (*Figura 6.3*). Un total de tres meses (noviembre, marzo y abril) han contado con precipitaciones por encima de lo normal, mientras que cinco meses han estado por debajo, con cuatro de ellos con unas precipitaciones caracterizadas como muy secas (enero, febrero, mayo y agosto) (*Figura 6.4*).



Figura 6. 3 Carácter de la temperatura en el Pirineo oscense (octubre 2021-septiembre 2022). Fuente: AEMET



Figura 6. 4 Carácter de las precipitaciones en el Pirineo oscense (octubre 2021-septiembre 2022). Fuente: AEMET

La temperatura media durante el periodo de estudio ha sido de 15,4 °C, lo que representa un incremento de 1,2 °C con respecto al valor medio. La representación gráfica de las temperaturas desde octubre de 2018, así como una comparación con la media de esos mismos meses, se ofrece en la [Figura 6.5](#).

Las precipitaciones acumuladas durante el último año hidrológico fueron de 343,7 mm, lo que supone un descenso del -28,4% con respecto al valor medio. Más de un tercio de las precipitaciones se produjeron entre octubre y diciembre de 2021, mientras que durante enero y febrero prácticamente no se produjeron precipitaciones. Los meses de marzo y abril volvieron a ser húmedos, para dar paso al resto de meses del año con un carácter normal o muy seco ([Figura 6.6](#)).

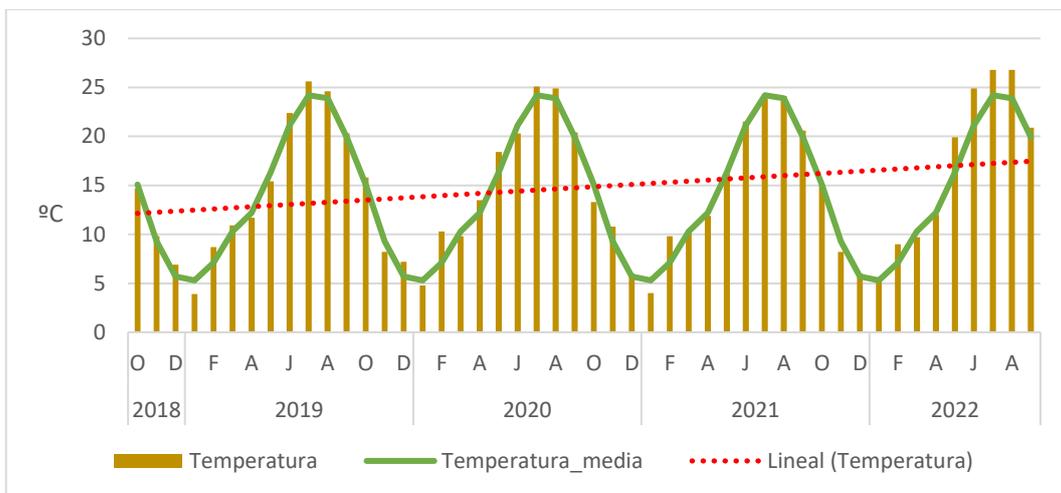


Figura 6. 5 Temperaturas medias mensuales en el Pirineo oscense (oct. 2018-sep. 2022).
Fuente: AEMET

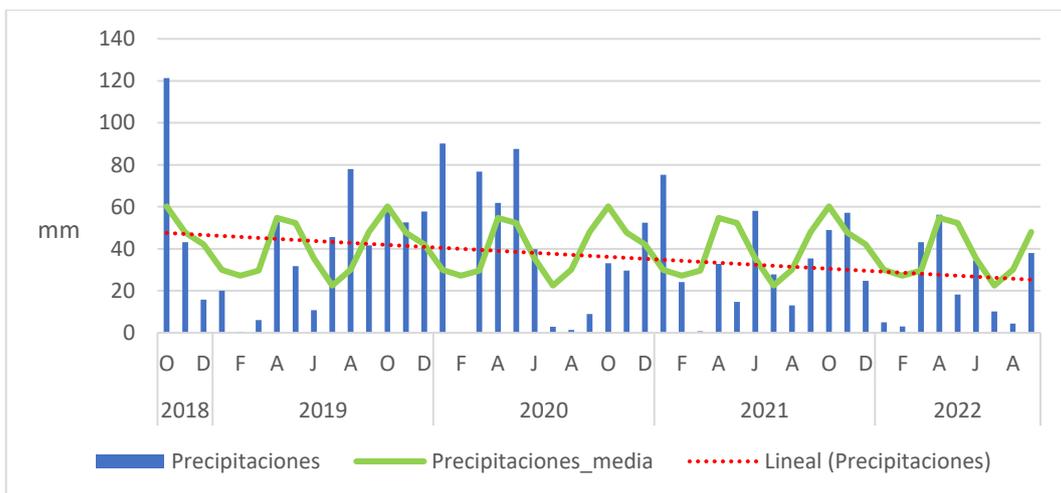


Figura 6. 6 Precipitaciones medias mensuales en el Pirineo oscense (oct. 2018-sep. 2022).
Fuente: AEMET

6.5 RESULTADOS DEL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE MARIPOSAS DIURNAS

6.5.1 Esfuerzo de muestreo

En 2022 se han completado las cuatro jornadas previstas para cada uno de los recorridos, una por mes, durante el periodo mayo a agosto, habiéndose realizado un total de 24 visitas. Los datos y la meteorología de cada una de las visitas se muestran en la [Tabla 6.1](#).

Todas las jornadas de campo se han realizado en condiciones adecuadas para el desarrollo de la actividad, asumiendo que una parte importante de los recorridos discurren por zonas de alta montaña, donde las condiciones meteorológicas pueden llegar a ser extremas y muy cambiantes en cortos periodos de tiempo.

Tabla 6. 1 Fechas de muestreo y condiciones meteorológicas de cada recorrido

Recorrido	Fecha	Hora inicio	Hora fin	Tª (°C)	Viento	Dirección viento	% sol
Revilla	30/5/22	13:21	14:08	23	2	SE	40
Revilla	22/6/22	9:47	11:01	18	1	S	50
Revilla	18/7/22	9:20	10:52	21	0	S	100
Revilla	23/8/22	10:16	11:09	22	0	S	90
Añisclo	30/5/22	15:54	17:12	27	2	SE	50
Añisclo	21/6/22	14:28	15:52	28	2	S	40
Añisclo	19/7/22	18:39	19:43	33	2	S	50
Añisclo	21/8/22	12:33	13:48	29	1	SW	40
Pineta	2/6/22	12:35	13:38	18	1	SE	50
Pineta	22/6/22	12:11	13:28	18	2	N	40
Pineta	18/7/22	11:38	14:27	28	1	S	95
Pineta	23/8/22	12:32	13:07	21	1	S	40
Las Cutas	1/6/22	11:35	12:52	16	2	SE	60
Las Cutas	21/6/22	11:19	12:47	19	4	S	40
Las Cutas	20/7/22	10:05	11:45	21	1	S	95
Las Cutas	24/8/22	9:54	11:34	21	1	S	95
Laña Caballo	31/5/22	13:49	14:57	16	2	SE	50
Laña Caballo	22/6/22	15:37	16:43	19	1	N	40
Laña Caballo	19/7/22	12:50	13:49	26	2	S	60
Laña Caballo	22/8/22	12:30	13:22	25	1	SW	95
Soaso	31/5/22	11:14	12:20	15	1	SE	50
Soaso	23/6/22	11:20	12:18	15	1	W	60
Soaso	19/7/22	9:37	11:01	18	1	S	100
Soaso	22/8/22	10:41	11:19	19	1	SW	100

6.5.2 Resultados globales

En 2022 se han contabilizado 3.069 ejemplares, el segundo mejor año de la serie histórica 2011-22, tan solo superado por los datos obtenidos en 2021. Un total de 3.052 registros se identificaron a nivel de especie (99,4%), 4 a nivel de género (0,1%) y 13 como familia (0,4%). El listado completo de especies desglosado por recorridos se puede consultar en la [Tabla 6.2](#).

Tabla 6. 2 Listado con el total especies observadas por recorridos

Familia/Especie	Añisclo	Cutas	Lañas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
Hesperiidae	7	9	29	11	5	23	84
<i>Carcharodus alceae</i>	4				1		5
<i>Carcharodus lavatherae</i>						3	3
<i>Erynnis tages</i>			7	1			8
<i>Hesperia comma</i>			2		1		3
<i>Hesperiidae indet.</i>						1	1
<i>Ochlodes sylvanus</i>			6	1	2	5	14
<i>Pyrgus alveus</i>				2			2
<i>Pyrgus carthami</i>	1	4					5
<i>Pyrgus cirsi</i>					1		1
<i>Pyrgus malvoides</i>		2		2			4
<i>Pyrgus serratulae</i>		3		5		1	9
<i>Pyrgus sp.</i>			1				1
<i>Spialia sertorius</i>	1						1
<i>Thymelicus acteon</i>	1						1
<i>Thymelicus sylvestris</i>			13			13	26
Lycaenidae	39	378	123	50	54	83	727
<i>Agriades glandon</i>		24					24
<i>Aricia montensis</i>						1	1
<i>Aricia morronensis</i>		3					3
<i>Callophrys rubi</i>						4	4
<i>Celastrina argiolus</i>			1				1
<i>Cupido minimus</i>			1			1	2
<i>Cupido osiris</i>	1						1
<i>Cyaniris semiargus</i>			4			3	7
<i>Glaucopsyche alexis</i>						1	1
<i>Glaucopsyche melanops</i>		1	4	5	3	9	22
<i>Lampides boeticus</i>		1	1		1		3
<i>Leptotes pirithous</i>	2						2
<i>Lycaneidae indet.</i>	1	2			2	2	7
<i>Lysandra bellargus</i>	4	1		1	9		15
<i>Lysandra coridon</i>		266	50	24	12	27	379
<i>Lysandra hispana</i>	16				4		20
<i>Phengaris alcon</i>			2			3	5
<i>Phengaris arion</i>						1	1
<i>Plebejus argus</i>		68	56		2	11	137
<i>Plebejus sp.</i>		1					1

Familia/Especie	Añisclo	Cutas	Lañas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
<i>Polyommatus dorylas</i>		1	4	7		20	32
<i>Polyommatus eros</i>		9					9
<i>Polyommatus escheri</i>					9		9
<i>Polyommatus icarus</i>	1			13	5		19
<i>Polyommatus thersites</i>		1			1		2
<i>Satyrrium esculi</i>	14				6		20
Nymphalidae	67	651	283	105	647	248	2001
<i>Aglais urticae</i>		11		4		1	16
<i>Argynnis pandora</i>	1						1
<i>Argynnis paphia</i>	1		86	8	1	43	139
<i>Boloria euphrosyne</i>			1	6		2	9
<i>Brenthis ino</i>			1			11	12
<i>Coenonympha arcania</i>	6		20	11	27	39	103
<i>Coenonympha dorus</i>	9						9
<i>Coenonympha glycerion</i>			1		1	9	11
<i>Coenonympha pamphilus</i>				2			2
<i>Erebia arvernensis</i>		399				18	417
<i>Erebia epiphron</i>		15				1	16
<i>Erebia euryale</i>						1	1
<i>Erebia lefebvrei</i>		15				1	16
<i>Erebia meolans</i>		97	1	10		21	129
<i>Erebia sp.</i>		1					1
<i>Fabriciana adippe</i>						5	5
<i>Hipparchia fagi</i>	3				3		6
<i>Hipparchia fidia</i>	8						8
<i>Hipparchia semele</i>	1	1					2
<i>Issoria lathonia</i>			1	1			2
<i>Lasiommata maera</i>		5	4	7	2	24	42
<i>Lasiommata megera</i>	11	2	27	5	31	13	89
<i>Lasiommata petropolitana</i>						1	1
<i>Limenitis camilla</i>			1				1
<i>Limenitis reducta</i>			1				1
<i>Maniola jurtina</i>			1	27	2		30
<i>Melanargia galathea</i>				1	30		31
<i>Melitaea celadussa</i>				3		1	4
<i>Melitaea diamina</i>				1			1
<i>Melitaea didyma</i>					2		2
<i>Melitaea parthenoides</i>			3	1			4
<i>Nymphalidae indet.</i>	2					3	5
<i>Nymphalis antiopa</i>			2				2
<i>Pararge aegeria</i>	8		13			4	25
<i>Polygonia c-album</i>			9			4	13
<i>Pyronia bathseba</i>	13				5		18
<i>Pyronia tithonus</i>	4				542		546
<i>Speyeria aglaja</i>		10	106	8		40	164
<i>Vanessa atalanta</i>		1	1			2	4
<i>Vanessa cardui</i>		94	4	10	1	4	113
Papilionidae	1	2	2	3		2	10
<i>Iphiclydes feisthamelii</i>		1	1			1	3

Familia/Especie	Añisclo	Cutas	Lañas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
<i>Papilio machaon</i>	1	1	1	2		1	6
<i>Parnassius apollo</i>				1			1
Pieridae	30	19	93	49	24	28	243
<i>Anthocharis cardamines</i>			3		1	9	13
<i>Aporia crataegi</i>	3			4			7
<i>Colias alfacariensis</i>	1	5	1	1	2		10
<i>Colias croceus</i>	1	9	17	11	5		43
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	7		1				8
<i>Gonepteryx rhamni</i>	1		17	3	1		22
<i>Leptidea sinapis</i>	9		10	2	5	3	29
<i>Pieris brassicae</i>			2	5		1	8
<i>Pieris napi</i>	1		4	7	2	2	16
<i>Pieris rapae</i>	7	4	37	16	8	13	85
<i>Pieris sp.</i>		1					1
<i>Pontia daplidice</i>			1				1
Riodinidae	1					3	4
<i>Hamearis lucina</i>	1					3	4
Total	145	1059	530	218	730	387	3069

Por recorridos, Las Cutas volvió a ser el que agrupó una mayor abundancia relativa (34,5%), seguido por Revilla (23,8%) y Lañas (17,3%). El orden de abundancia relativa es el mismo en todos los recorridos que en 2021, con la única excepción de la permuta del entre el tercer y cuarto puesto entre Lañas y Soaso (*Tabla 6.3* y *Figura 6.7*).

En el conjunto de los recorridos, el mes de julio agrupó la mayor abundancia relativa (60,8%), seguido por agosto (17,7%), junio (14,2%) y mayo (7,3%) (*Figura 6.8*).

La abundancia relativa del mes de julio está protagonizada por el vuelo de *Pyronia tithonus* en el recorrido de Revilla y de *Lysandra coridon* en Las Cutas.

	Mayo		Junio		Julio		Agosto		Total	
	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.
Añisclo	54	19	56	14	15	5	20	8	145	31
Pineta	66	16	33	14	102	21	17	8	218	36
Revilla	18	7	69	16	559	13	84	14	730	33
Las Cutas	28	8	139	12	565	15	327	9	1059	29
Lañas	33	11	104	13	317	31	76	14	530	44
Soaso	26	9	34	15	307	34	20	7	387	44
Total	225		435		1865		544		3069	90

Tabla 6. 3 Resumen de resultados mensuales y totales por recorridos

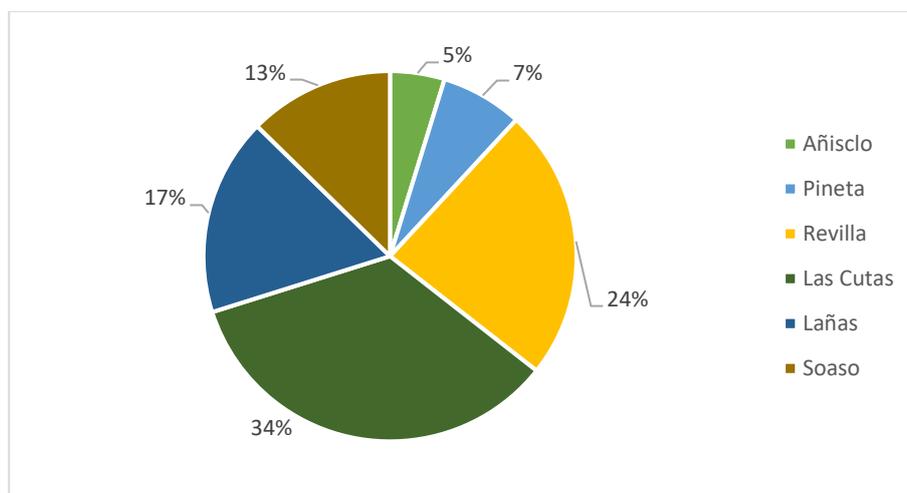


Figura 6. 7 Abundancia relativa de ejemplares por recorridos

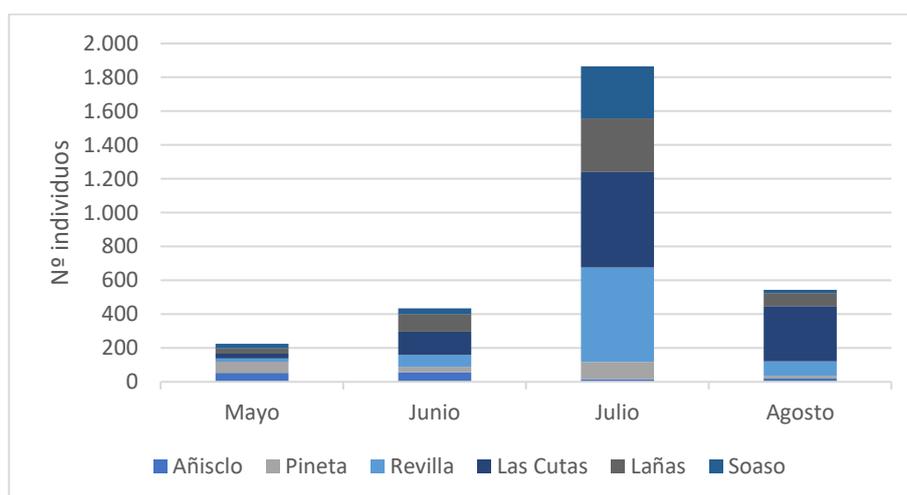


Figura 6. 8 Abundancia de ejemplares por recorridos y meses

Por especies, la mayor abundancia relativa estuvo encabezada por *Pyronia tithonus* (17,8%), seguida de *Erebia arvernensis* (13,6%) y *Lysandra coridon* (12,4%). Estas tres especies son las mismas que el año anterior, aunque permutan su orden y también desciende su abundancia relativa. El listado con las diez especies más abundantes se encuentra en la [Tabla 6.4](#).

En 2022 se han detectado tres especies nuevas para el conjunto de recorridos del Parque Nacional: *Melitaea diamina*, *Aricia morronensis* y *Thymelicus acteon*. Estas tres especies si están citadas para la comunidad de la superfamilia Papilionoidea del Parque Nacional (Abós, 1988; Murría, 2020), pero hasta este año no habían sido detectadas en los recorridos.

Con estas nuevas incorporaciones, el número de taxones detectados en los recorridos durante el periodo 2011/21 asciende a 138 especies (ver listado completo en anexo I).

La riqueza acumulada en 2022 fue de 90 especies, siendo los recorridos de Lañas y Soaso, con 44 especies, los que mayor riqueza agruparon (*Figura 6.9*).

Por meses, el valor más alto de riqueza se alcanzó en de julio con 60 especies, coincidiendo con los valores más elevados de abundancia. Junio fue el segundo mes con mayor riqueza, seguido por mayo y agosto (*Figura 6.10*).

El estudio de la evolución de la comunidad de mariposas a nivel de familias se muestra en la *Tabla 6.5*, *Figura 6.11* y *Figura 6.12*. La familia Nymphalidae reunió la mayor abundancia y riqueza de especies en el conjunto del periodo de estudio, llegando a suponer el 65% del total de la abundancia. Le han seguido las familias Lycaenidae y Pieridae.

La distribución de familias por meses representa con bastante precisión la fenología de vuelo de las especies (*Figura 6.13*). Así, en mayo la familia Pieridae ocupa la mayor abundancia relativa. Nymphalidae pasa de un 24% de abundancia relativa en mayo a valores por encima del 60% en junio y julio, llegando casi a un 80% en agosto. Lycaenidae mantiene un valor medio del 25% en los tres primeros meses de estudio, descendiendo al 13% en agosto. Las demás familias mantienen durante todos los meses un porcentaje de abundancia relativa por debajo del 5%, excepto el caso de Hesperidae que llegó al 9% en mayo.

Nº orden	Total	Nº ind.	%
1	<i>Pyronia tithonus</i>	546	17,8
2	<i>Erebia arvernensis</i>	417	13,6
3	<i>Lysandra coridon</i>	379	12,4
4	<i>Speyeria aglaja</i>	164	5,3
5	<i>Argynnis paphia</i>	139	4,5
6	<i>Plebejus argus</i>	138	4,5
7	<i>Erebia meolans</i>	129	4,2
8	<i>Vanessa cardui</i>	113	3,7
9	<i>Coenonympha arcania</i>	103	3,4
10	<i>Pieris rapae</i>	85	2,8

Tabla 6. 4 Especies más abundantes durante el periodo de estudio (mayo-agosto)

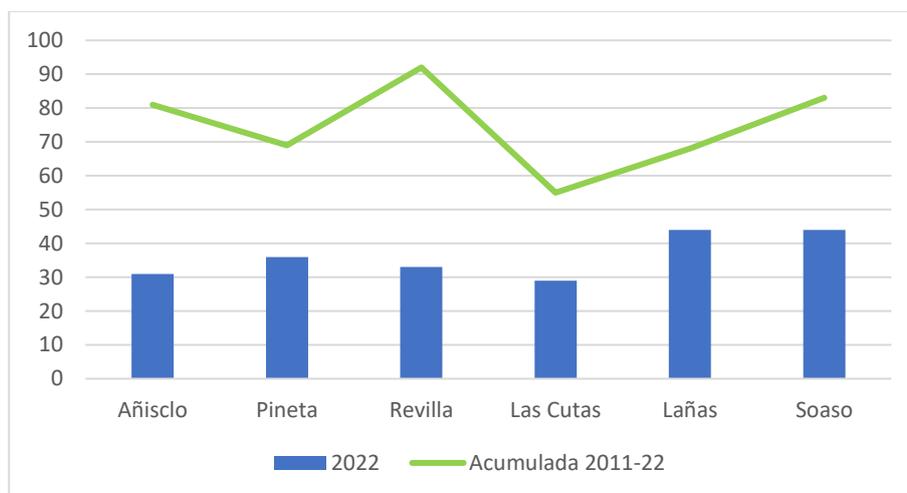


Figura 6. 9 Riqueza de especies en 2022 y riqueza acumulada por recorridos

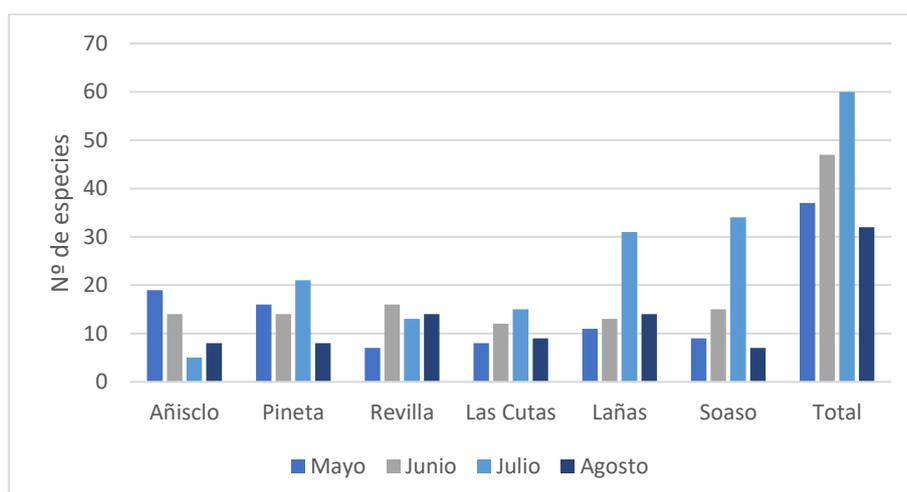


Figura 6. 10 Evolución de la riqueza de especies

Familia	Nº individuos	Nº especies
Papilionidae	10	3
Pieridae	243	11
Nymphalidae	2001	38
Lycaenidae	727	24
Riodinidae	4	1
Hesperiidae	84	13
Total	3069	90

Tabla 6. 5 Distribución total de la abundancia y riqueza por familias

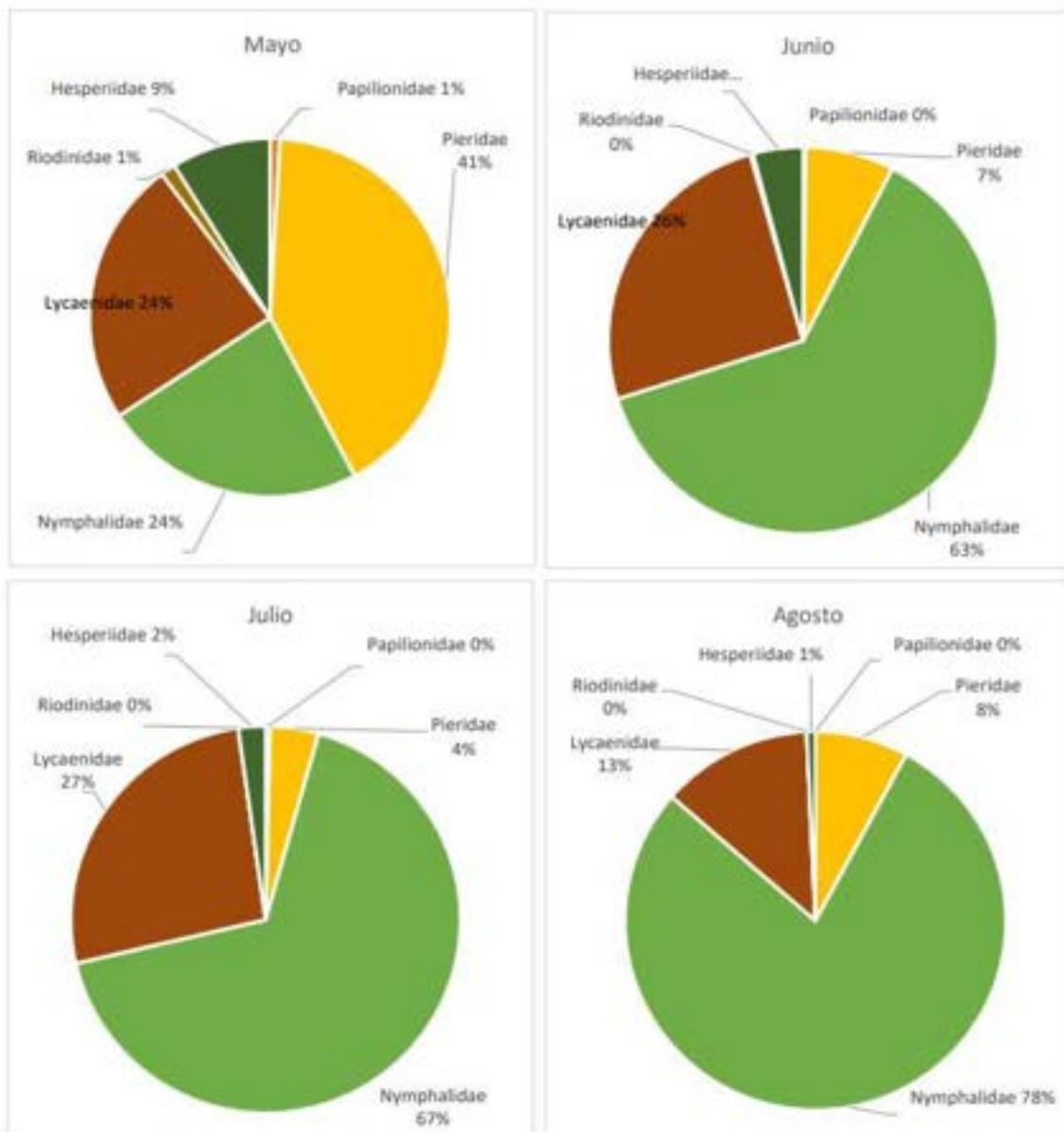


Figura 6. 11 Distribución de la abundancia agrupada por meses y familias

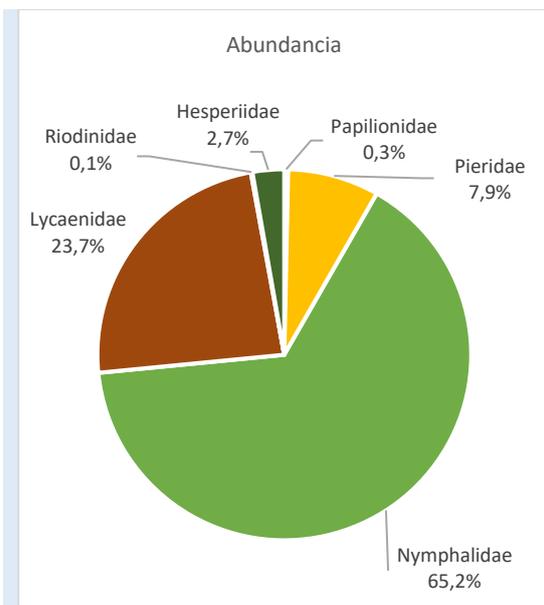


Figura 6.12 Distribución de la abundancia anual total agrupada por familias

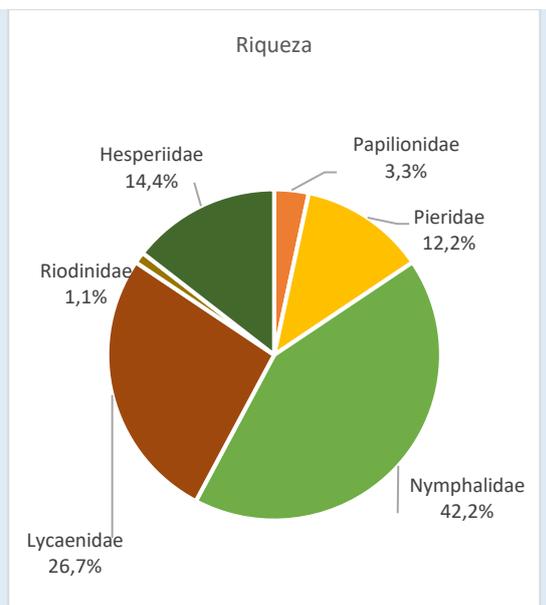


Figura 6.13 Distribución de la riqueza anual total agrupada por familias

Las mayores densidades se alcanzaron en todos los recorridos en el mes de julio, excepto en Añisclo, el situado a menor altitud, donde la mayor densidad se produjo en mayo (*Figura 6.14*). El registro más elevado se ha obtenido en el recorrido de Revilla durante el mes de julio, con 567 ind./ha, en su mayor parte *Pyronia tithonus*, que alcanzó una densidad de 511 ind./ha en las formaciones arbustivas próximas a la carretera. En los recorridos de Las Cutas, Lañas y Soaso también se alcanzaron las mayores densidades en el mes de julio, con valores próximos a los 300 ind./ha en todos ellos. Por último, en Las Cutas se obtuvo también una densidad de 180,7 ind./ha en el mes de agosto, protagonizados sobre todo por *Erebia arvernensis*, con una densidad de 155,2 ind./ha.

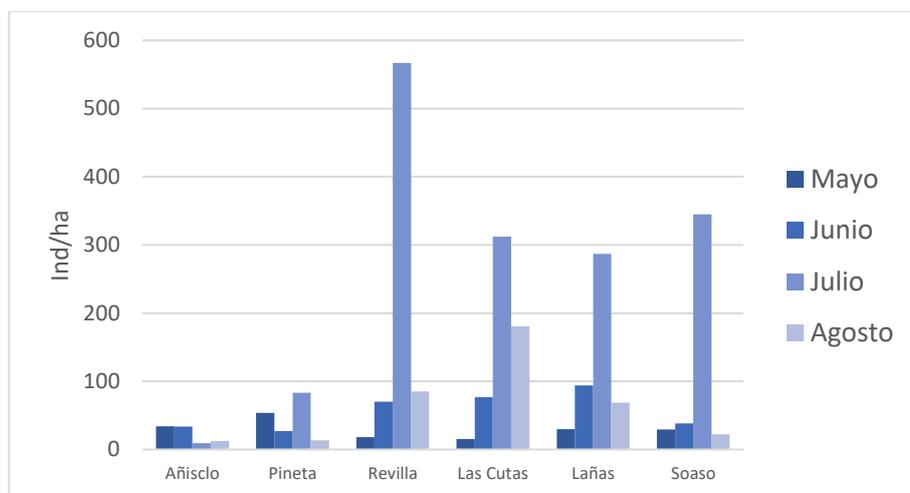


Figura 6. 14 Densidad de ejemplares por recorridos y meses

6.5.3 Resultados de la serie histórica

Con los datos de 2022 son ya doce las temporadas de las que se disponen datos dentro del programa de seguimiento de mariposas diurnas. El número de censos realizados ha sido de 172, aunque el esfuerzo realizado en cada temporada y en las diferentes estaciones no ha sido homogéneo (ver [Tabla 6.6](#)) por lo que la comparación directa de los resultados no ofrece una visión real de la tendencia seguida por la comunidad de mariposas diurnas.

La [Figura 6.15](#) muestra el número de censos realizados por recorridos y meses. Por recorridos, Las Cutas y Soaso son las estaciones con mayor número de censos, 32 en total, mientras que Lañas es el recorrido con menos censo, 23 visitas.

El esfuerzo de muestreo por meses es también bastante desigual y se refleja en la [Figura 6.16](#). El mes de agosto cuenta con el mayor porcentaje de visitas (27,3%), seguido por julio (26,2%) y junio (20,9%).

Los doce años de seguimiento han permitido contabilizar un total de 20.402 ejemplares de mariposas ([Figura 6.17](#)). Los datos de 2022 suponen un -18% de descenso con respecto al año anterior, en el cual solamente se realizaron tres censos, en lugar de los cuatro de 2022.

Por recorridos, Las Cutas y Revilla aglutinan los mayores valores de abundancia, ambos con un 29,5% y 29,4% respectivamente. La [Figura 6.18](#) muestra la distribución de la abundancia por recorridos.

La riqueza acumulada detectada en los censos desde el año 2011 se ha situado en 138 especies ([Figura 6.19](#)), la más alta conocida en el conjunto de la red de Parques Nacionales de España. La fauna de lepidópteros papilionoideos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido es de 162 especies (Murria, 2020), por lo que el programa de seguimiento ha permitido obtener información del 84% de las especies presentes en el mismo.

Tabla 6. 6 Resumen de resultados por recorridos y años

Añisco	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos					141	430	300	164	147	85	104	145	1516
Nº especies					30	60	46	23	36	18	20	31	77
Nº censos					3	7	5	2	4	3	3	4	31
Pineta	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos					528	271	498	32	163	178	146	218	2034
Nº especies					39	21	32	13	29	28	28	36	65
Nº censos					3	3	3	2	4	3	3	4	25
Revilla	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos					867	1293	455	468	370	623	1196	730	6002
Nº especies					54	54	53	28	44	41	40	33	88
Nº censos					4	6	3	2	4	3	3	4	29
Cutas	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos	786	142	188	215	66	30	678	209	570	318	1767	1059	6028
Nº especies	22	12	24	14	16	6	21	11	18	13	21	29	50
Nº censos	4	2	3	2	2	1	2	2	4	3	3	4	32
Lañias	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos					72	193	135	97	250	156	237	530	1670
Nº especies					20	36	26	21	44	22	34	44	66
Nº censos					1	2	4	2	4	3	3	4	23
Soaso	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos	309	85	724	179	545	262		16	289	65	291	387	3152
Nº especies	33	18	45	33	40	36		9	44	20	41	44	80
Nº censos	4	1	4	3	3	1		2	4	3	3	4	32
Total	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Total
Nº individuos	1095	227	912	394	2219	2479	2066	986	1789	1425	3741	3069	20.402
Nº especies	43	22	56	41	90	96	84	53	86	71	86	90	136
Nº censos	8	3	7	5	16	20	17	12	24	18	18	24	172

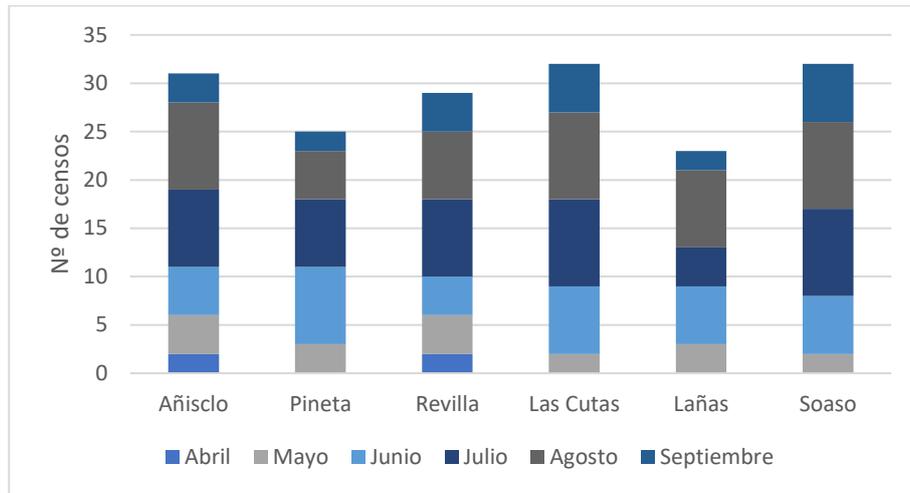


Figura 6. 15 Distribución del número de censos por recorridos y meses

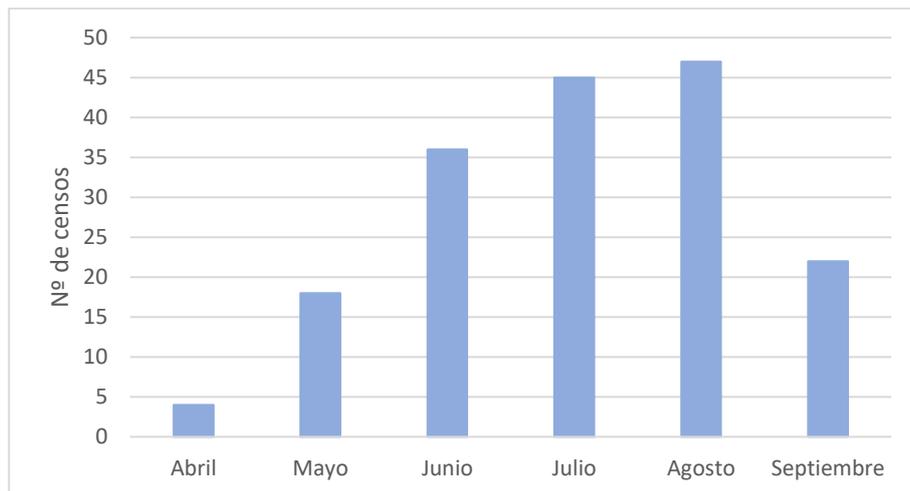


Figura 6. 16 Distribución del número de censos por meses

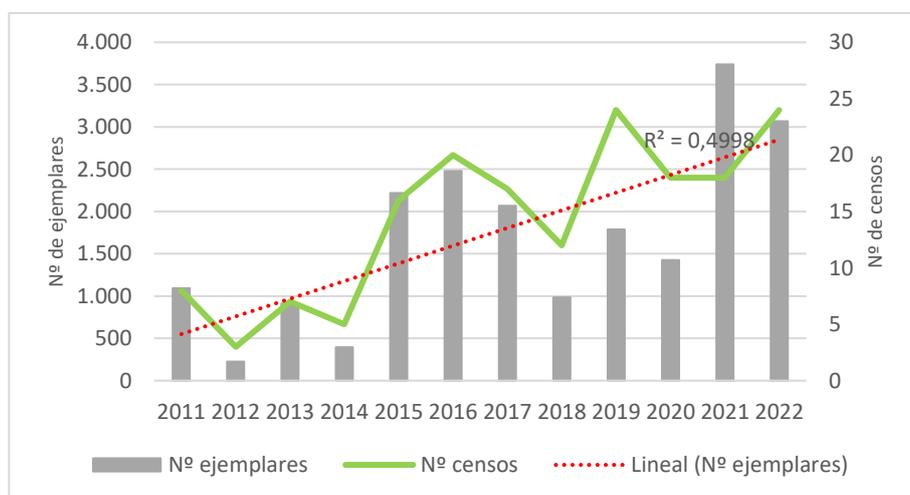


Figura 6. 17 Evolución del número de ejemplares y número de censos

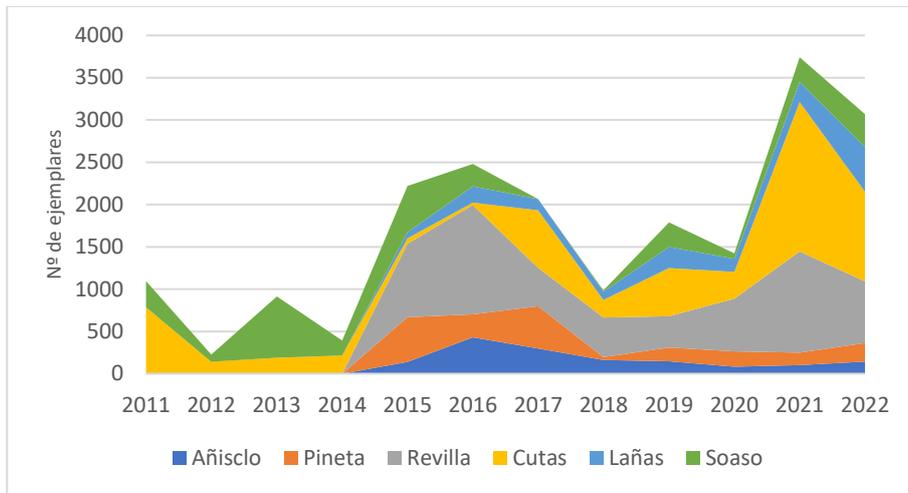


Figura 6. 18 Abundancia por estaciones de muestreo y años

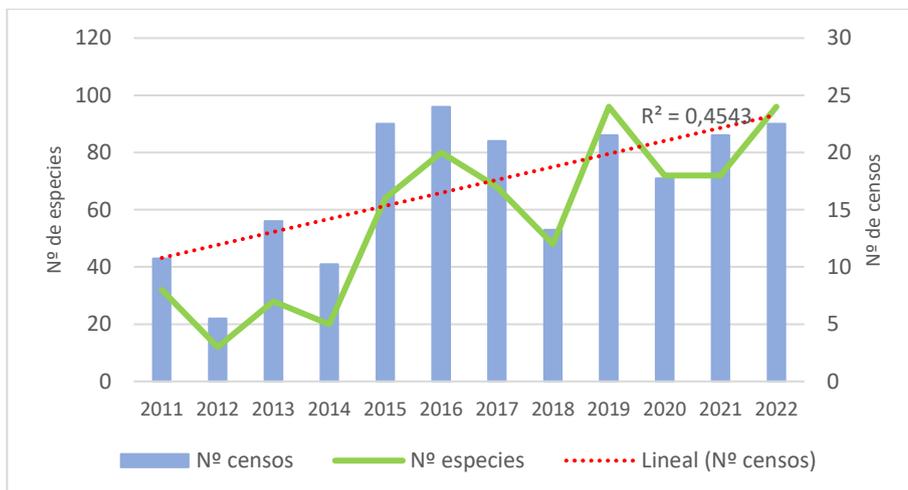


Figura 6. 19 Evolución del número de especies y número de censos

6.5.4 Resultados por transectos

Añisclo Bajo

Se han realizado cuatro censos entre los meses de mayo a agosto, uno por mes, contabilizándose 145 ejemplares pertenecientes a 31 especies (*Tabla 6.7*). 142 ejemplares pudieron ser determinados a nivel de especie y tres como familia.

Los datos de abundancia relativa aportados por Añisclo suponen el 4,7% de datos del Parque Nacional, lo que supone una mejora de 1,9 puntos con respecto al año 2021, aun así, es el recorrido que menos abundancia relativa aporta dentro del Parque Nacional.

Por meses, la distribución de la abundancia relativa muestra una clara concentración en los meses primavera, mayo (37,2%) y junio (38,6%), registrándose el valor más bajo en julio (10,3%) (*Figura 6.20*).

La densidad de ejemplares en este recorrido, como es habitual, no es muy elevada, con unos valores en torno a los 34 ind./ha en los meses de mayo y junio y en torno a los 10 ind./ha en julio y agosto (*Figura 6.21*).

Por especies, las tres con mayor abundancia relativa han sido: *Lysandra hispana* (11%), *Satyrium esculi* (9,7%) y *Pyronia batsheba* (9%).

Se han detectado cuatro nuevas especies para el recorrido, *Hamearis lucina*, *Cupido osiris*, *Thymelicus acteon* y *Leptotes pirithous*, situándose la riqueza acumulada desde 2015 en 81 especies.

En la distribución mensual por familias, Lycaenidae mantiene una presencia continuada durante todos los meses de estudio, mientras que Nymphalidae muestra sus valores mínimos en mayo, aumentando progresivamente hasta alcanzar su máximo en agosto, coincidiendo con el vuelo de la subfamilia Satyrinae. Por último, la familia Pieridae mantiene sus máximos valores en los meses primaverales, desapareciendo en los meses de julio y agosto (*Figura 6.22* y *Figura 6.23*).

Familia/especie	30/5/22		21/6/22		19/7/22		21/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>	1	0,63							1	0,7
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>	4	2,51	5	3,14					9	6,2
<i>Colias alfacariensis</i>	1	0,63							1	0,7
<i>Colias croceus</i>	1	0,63							1	0,7
<i>Gonepteryx rhamni</i>			1	0,63					1	0,7
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	4	2,51	3	1,88					7	4,8
<i>Aporia crataegi</i>	3	1,88							3	2,1
<i>Pieris rapae</i>	5	3,14	2	1,25					7	4,8
<i>Pieris napi</i>	1	0,63							1	0,7
NYMPHALIDAE										
<i>Argynnis paphia</i>			1	0,63					1	0,7
<i>Argynnis pandora</i>							1	0,63	1	0,7
<i>Pararge aegeria</i>	3	1,88	1	0,63			4	2,51	8	5,5
<i>Lasiommata maera</i>	3	1,88	2	1,25	3	1,88	3	1,88	11	7,6
<i>Coenonympha arcania</i>	2	1,25	4	2,51					6	4,1
<i>Coenonympha dorus</i>			8	5,02	1	0,63			9	6,2
<i>Pyronia tithonus</i>					3	1,88	1	0,63	4	2,8
<i>Pyronia bathseba</i>	3	1,88	10	6,27					13	9,0
<i>Hipparchia fagi</i>			1	0,63			2	1,25	3	2,1
<i>Hipparchia semele</i>							1	0,63	1	0,7
<i>Hipparchia fidia</i>					3	1,88	5	3,14	8	5,5
RIODINIDAE										
<i>Hamearis lucina</i>	1	0,63							1	0,7
LYCAENIDAE										
<i>Satyrium esculi</i>			14	8,78					14	9,7
<i>Leptotes pirithous</i>							2	1,25	2	1,4
<i>Cupido osiris</i>	1	0,63							1	0,7
<i>Polyommatus icarus</i>			1	0,63					1	0,7
<i>Lysandra hispana</i>	11	6,90			5	3,14			16	11,0
<i>Lysandra bellargus</i>	4	2,51							4	2,8
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus carthami</i>	1	0,63							1	0,7
<i>Thymelicus acteon</i>			1	0,63					1	0,7
<i>Carcharodus alceae</i>	4	2,51							4	2,8
<i>Spialia sertorius</i>	1	0,63							1	0,7
INDETERMINADAS										
Indet. (Nymphalidae)			2	1,25					2	1,4
Indet. (Lycaenidae)							1	0,63	1	0,7
TOTAL	54	33,88	56	33,39	15	9,41	20	12,55	145	100,00

Tabla 6. 7 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Añisclo

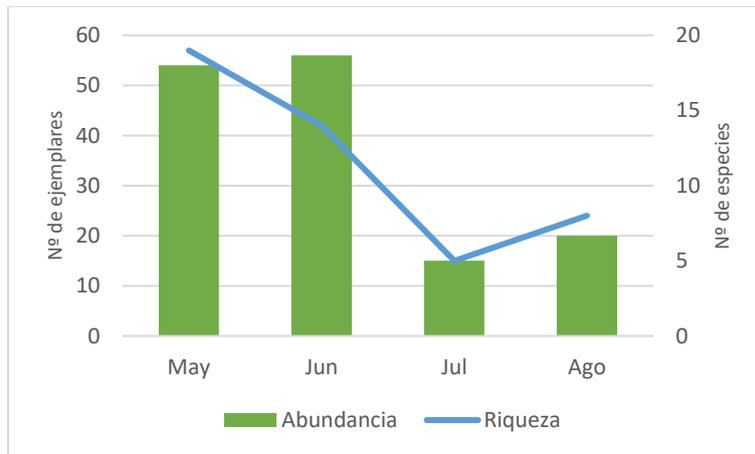


Figura 6. 20 Abundancia y riqueza de especies en Añisclo

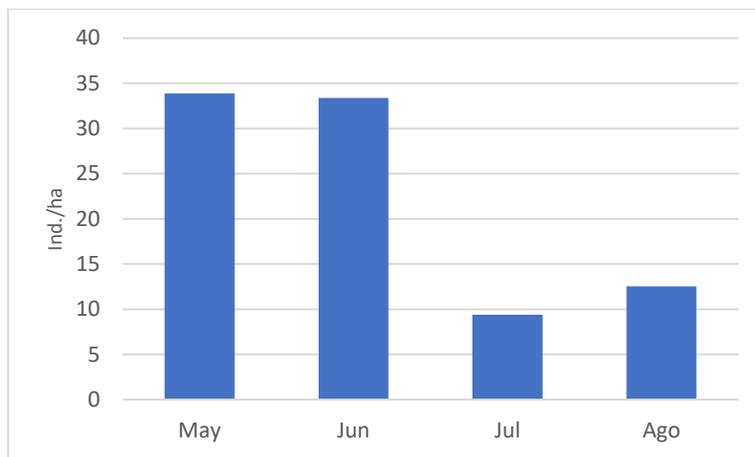


Figura 6. 21 Densidad media mensual (ind./ha) en Añisclo

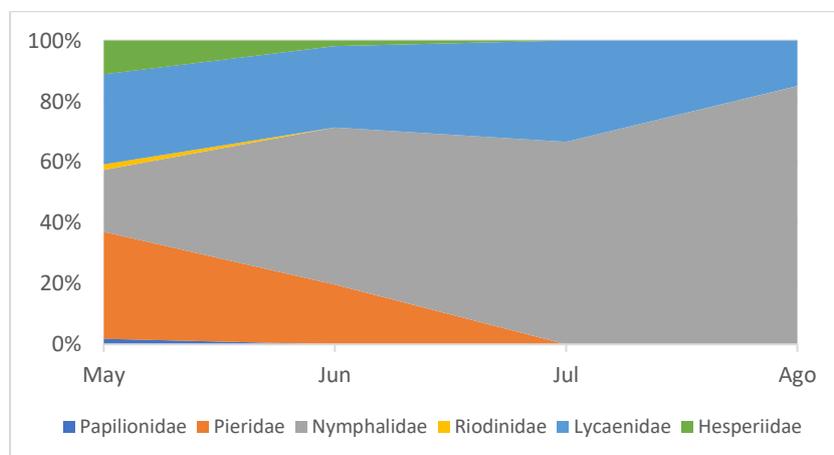


Figura 6. 22 Distribución de la abundancia de ejemplares por familias en Añisclo

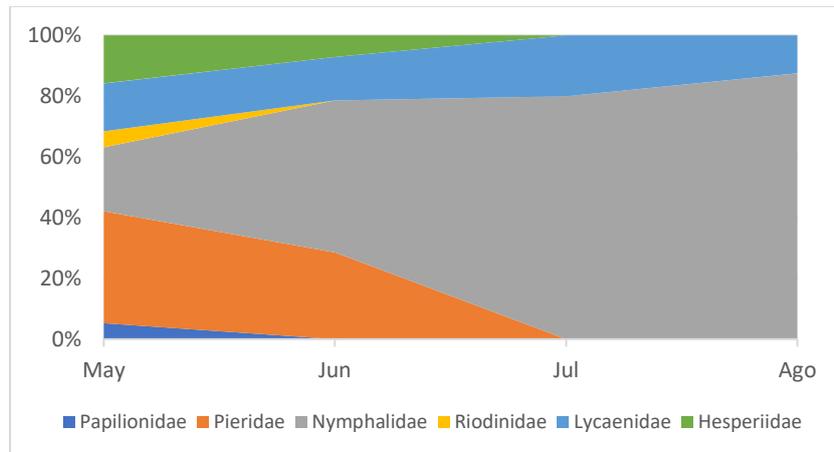


Figura 6. 23 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias en Añisclo

Pineta-La Larri

Se han llevado a cabo los cuatro censos previstos, aunque el primero de ellos, correspondiente al mes de mayo, se realizó en los primeros días de junio. Se han contabilizado 218 ejemplares, identificándose todos ellos a nivel de especie (*Tabla 6.8*).

Los registros aportados por este recorrido suponen el 7,1% de la abundancia relativa del Parque Nacional, 3,2 puntos más que el año anterior, ocupando el penúltimo lugar en la abundancia de recorridos del Parque Nacional. El número de especies registradas ha sido de 36.

La distribución mensual de la abundancia se concentró principalmente en los meses de julio y mayo, con un 46,8% y 30,3% de abundancia relativa respectivamente (*Figura 6.24*). Pese a tratarse de un recorrido de altura, agosto fue el mes con menor abundancia, apenas un 7,8% de las citas, lo que contrasta con los resultados obtenidos en otros recorridos de altura como el de Las Cutas.

Los valores de densidad mensuales alcanzaron su máximo en el mes de julio, con 83,1 ind./ha, mientras que en el mes de agosto la densidad fue de tan solo 13,5 ind./ha (*Figura 6.25*).

Las tres especies más abundantes durante han sido *Maniola jurtina* (12,4%), *Lysandra coridon* (11%) y *Pieris rapae* (7,3%). Las dos primeras repiten orden con respecto a los dos últimos años, aunque la abundancia relativa de *Maniola jurtina* ha sido menor en 2022 que el año anterior.

En 2022 se han detectado tres nuevas especies para este recorrido: *Melitaea diamina*, *Melitaea parthenoides* y *Pyrgus malvoides*. La riqueza acumulada desde 2015 se sitúa en 69 especies.

La familia, Nymphalidae mantiene los mayores valores de abundancia relativa durante los meses de junio a agosto, con una abundancia relativa superior al 60% durante esos tres meses. Le sigue en importancia la familia Lycaenidae. Por familias y número de especies, tan solo Nymphalidae, Lycaenidae y Pieridae mantienen presencia durante los cuatro meses de estudio. HesperIIDae está ausente en agosto y Papilionidae falta en mayo y agosto (*Figura 6.26* y *Figura 6.27*).

Familia/especie	2/6/22		22/6/22		18/7/22		23/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>			1	0,81	1	0,81			2	0,92
<i>Parnassius apollo</i>					1	0,81			1	0,46
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>	2	1,63							2	0,92
<i>Colias alfacariensis</i>			1	0,81					1	0,46
<i>Colias croceus</i>	8	6,52			2	1,63	1	0,81	11	5,05
<i>Gonepteryx rhamni</i>					3	2,44			3	1,38
<i>Aporia crataegi</i>	1	0,81	1	0,81	2	1,63			4	1,83
<i>Pieris brassicae</i>	5	4,07							5	2,29
<i>Pieris rapae</i>	15	12,2 2					1	0,81	16	7,34
<i>Pieris napi</i>	6	4,89			1	0,81			7	3,21
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	2	1,63			2	1,63			4	1,83
<i>Vanessa cardui</i>	2	1,63	8	6,52					10	4,59
<i>Argynnis paphia</i>					8	6,52			8	3,67
<i>Speyeria aglaja</i>					7	5,70	1	0,81	8	3,67
<i>Issoria lathonia</i>							1	0,81	1	0,46
<i>Boloria euphrosyne</i>	6	4,89							6	2,75
<i>Melitaea diamina</i>			1	0,81					1	0,46
<i>Melitaea celadussa</i>			1	0,81	2	1,63			3	1,38
<i>Melitaea parthenoides</i>					1	0,81			1	0,46
<i>Lasiommata megera</i>	1	0,81					4	3,26	5	2,29
<i>Lasiommata maera</i>			3	2,44	4	3,26			7	3,21
<i>Coenonympha pamphilus</i>							2	1,63	2	0,92
<i>Coenonympha arcania</i>			2	1,63	9	7,33			11	5,05
<i>Erebia meolans</i>			5	4,07	5	4,07			10	4,59
<i>Maniola jurtina</i>					23	18,7 4	4	3,26	27	12,3 9
<i>Melanargia galathea</i>					1	0,81			1	0,46
LYCAENIDAE										
<i>Glaucopsyche melanops</i>	4	3,26	1	0,81					5	2,29
<i>Polyommatus dorylas</i>			2	1,63	5	4,07			7	3,21
<i>Polyommatus icarus</i>	8	6,52	3	2,44	2	1,63			13	5,96
<i>Lysandra coridon</i>					21	17,1 1	3	2,44	24	11,0 1
<i>Lysandra bellargus</i>	1	0,81							1	0,46
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus malvoides</i>	2	1,63							2	0,92
<i>Pyrgus alveus</i>			1	0,81	1	0,81			2	0,92
<i>Pyrgus serratulae</i>	2	1,63	3	2,44					5	2,29
<i>Erynnis tages</i>	1	0,81							1	0,46
<i>Ochlodes sylvanus</i>					1	0,81			1	0,46
TOTAL	66	53,7 9	33	26,8 9	102	83,1 3	17	13,4 9	218	100, 00

Tabla 6. 8 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido Pineta-La Larri

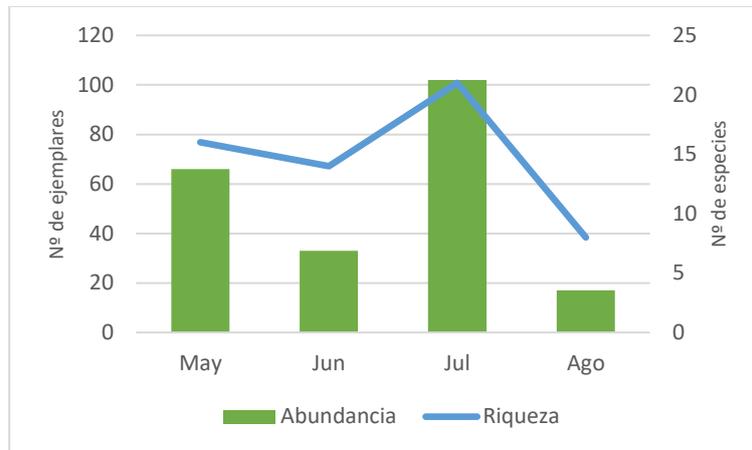


Figura 6. 24 Abundancia y riqueza de especies en Pineta

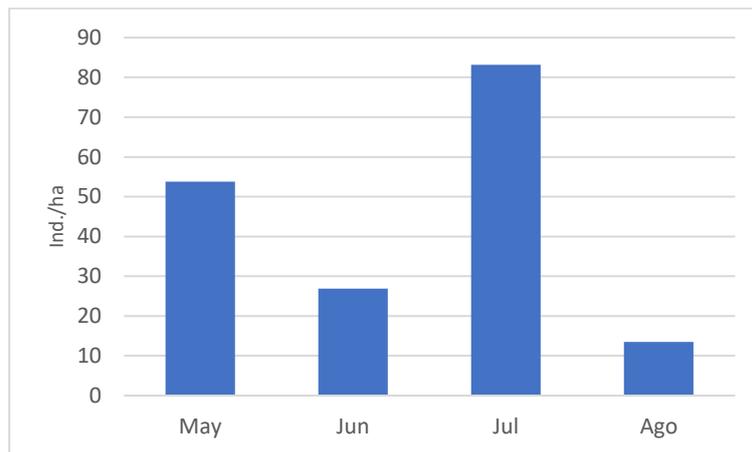


Figura 6. 25 Densidad media mensual (ind./ha) en Pineta

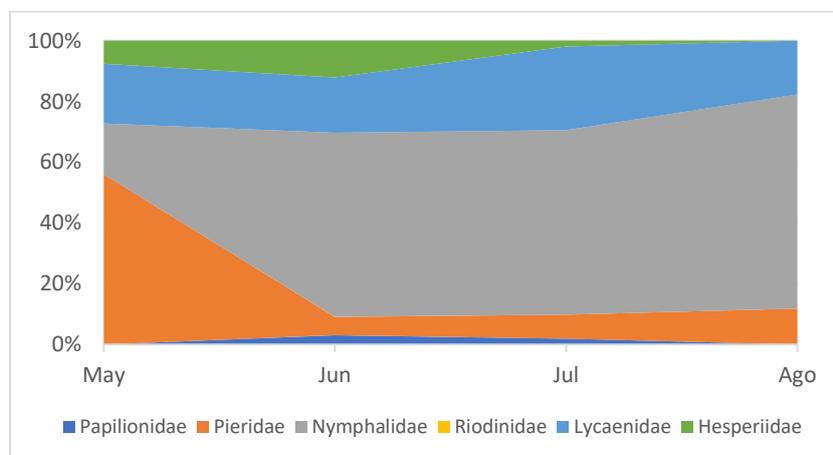


Figura 6. 26 Distribución de la abundancia de ejemplares por familias en Pineta

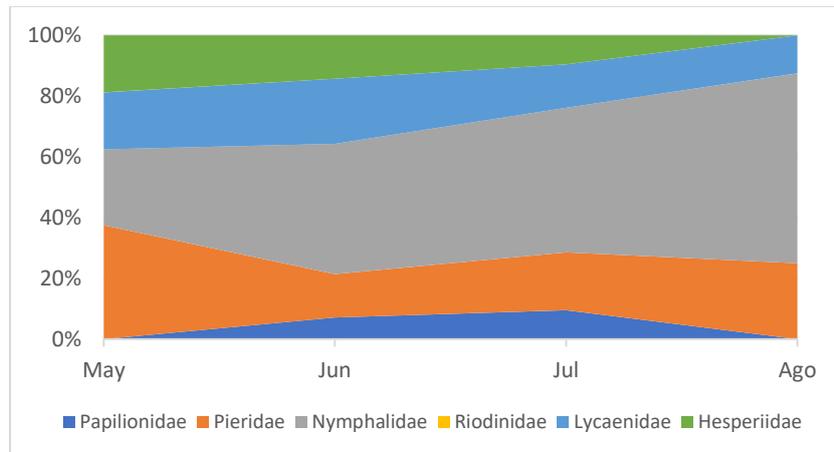


Figura 6. 27 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Revilla

Se han llevado a cabo los cuatro censos previstos, uno por mes, durante el periodo mayo-agosto.

El número de ejemplares contabilizados ha sido de 730, de los que 728 se identificaron a nivel de especie y 2 como familia (*Tabla 6.9*).

La abundancia relativa del total de ejemplares de este recorrido ha sido del 23,8%, ocupando, al igual que en 2021, el segundo lugar en importancia de los recorridos del Parque Nacional. Por meses, la distribución de la abundancia fue bastante desigual, donde junio aglutinó el 76,6% de la abundancia relativa de todos los censos (*Figura 6.28*).

Los censos han permitido detectar 33 especies, un número ligeramente inferior al de otros años, pese a que en 2021 se han realizado muestreos en cuatro meses del año.

El pico de vuelo más elevado se centró en el mes de julio (*Figura 6.29*), cuando se alcanzó una densidad de 559 ind./ha, la segunda densidad más alta del Parque Nacional en esta temporada, pero lejos de los más de 1000 ind./ha que se detectaron en agosto de 2021. En ambos años estas altas densidades están protagonizadas por una especie, *Pyronia tithonus*, pero en el presente año su fenología de vuelo se ha adelantado dos o tres semanas, alcanzando su máxima densidad a mediados de julio y no en agosto como suele ser lo habitual.

Las especies más abundantes resultaron ser *Pyronia tithonus* (74,3%), seguida ya de lejos por *Lasiommata megera* (4,3%) y *Melanargia galathea* (4,1%).

En 2022 no se ha detectado ninguna nueva especie para este recorrido, manteniéndose la riqueza acumulada en 92 especies, la más alta de todos los recorridos del Parque Nacional.

Durante los censos de junio y julio no se detectó ningún ejemplar de *Phengaris arion*, lo que parece indicar la baja densidad de ejemplares que vuelan por temporada.

La abundancia mensual por familias mantiene la tendencia de años anteriores, predominancia de Pieridae en mayo y de Nymphalidae desde junio hasta agosto, con el mes de julio donde el 97,7% de los ejemplares pertenecen a esta familia. En la

abundancia relativa por especies y familias los datos se reparten de manera más equitativa (*Figura 6.30* y *Figura 6.31*).

Familia/especie	30/5/22		22/6/22		18/7/22		23/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>	5	5,07							5	0,68
<i>Anthocharis cardamines</i>	1	1,01							1	0,14
<i>Colias alfacariensis</i>					2	2,03			2	0,27
<i>Colias croceus</i>			1	1,01			4	4,06	5	0,68
<i>Gonepteryx rhamni</i>	1	1,01							1	0,14
<i>Pieris rapae</i>	5	5,07			2	2,03	1	1,01	8	1,10
<i>Pieris napi</i>			1	1,01	1	1,01			2	0,27
NYMPHALIDAE										
<i>Vanessa cardui</i>			1	1,01					1	0,14
<i>Argynnis paphia</i>							1	1,01	1	0,14
<i>Melitaea didyma</i>			2	2,03					2	0,27
<i>Lasiommata megera</i>	1	1,01	6	6,09	9	9,13	15	15,21	31	4,25
<i>Lasiommata maera</i>					2	2,03			2	0,27
<i>Coenonympha arcania</i>			16	16,23	11	11,16			27	3,70
<i>Coenonympha dorus</i>					1	1,01			1	0,14
<i>Maniola jurtina</i>			2	2,03					2	0,27
<i>Pyronia tithonus</i>					504	511,16	38	38,54	542	74,25
<i>Pyronia bathseba</i>			5	5,07					5	0,68
<i>Melanargia galathea</i>			12	12,17	18	18,26			30	4,11
<i>Hipparchia fagi</i>			1	1,01	1	1,01	1	1,01	3	0,41
LYCAENIDAE										
<i>Satyrrium esculi</i>			6	6,09					6	0,82
<i>Lampides boeticus</i>							1	1,01	1	0,14
<i>Glaucopteryx melanops</i>	3	3,04							3	0,41
<i>Plebejus argus</i>			2	2,03					2	0,27
<i>Polyommatus escheri</i>			9	9,13					9	1,23
<i>Polyommatus icarus</i>			1	1,01	3	3,04	1	1,01	5	0,68
<i>Polyommatus thersites</i>							1	1,01	1	0,14
<i>Lysandra coridon</i>							12	12,17	12	1,64
<i>Lysandra hispana</i>					4	4,06			4	0,55
<i>Lysandra bellargus</i>	2	2,03	1	1,01			6	6,09	9	1,23
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus cirsii</i>							1	1,01	1	0,14
<i>Ochlodes sylvanus</i>			1	1,01	1	1,01			2	0,27
<i>Hesperia comma</i>							1	1,01	1	0,14
<i>Carcharodus alceae</i>							1	1,01	1	0,14
INDETERMINADAS										
Indet. (Lycaenidae)			2	2,03					2	0,27
TOTAL	18	18,26	69	69,98	559	566,94	84	85,19	730	100,00

Tabla 6. 9 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Revilla

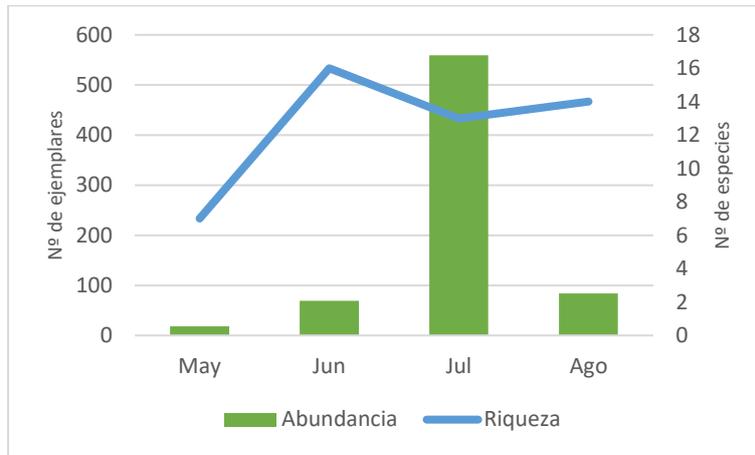


Figura 6. 28 Abundancia y riqueza de especies en Revilla

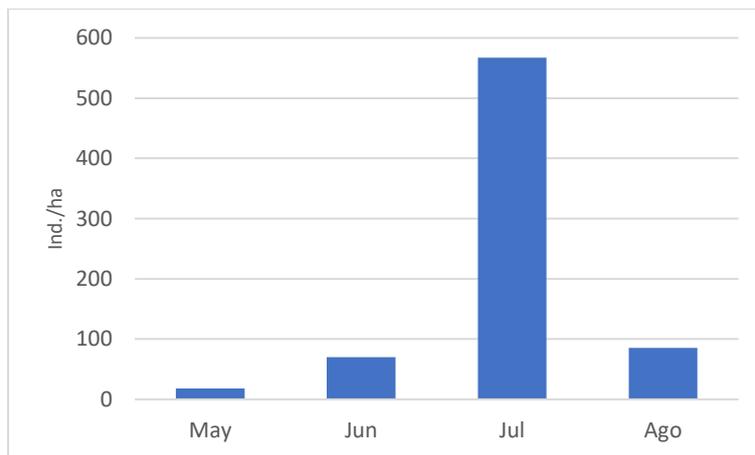


Figura 6. 29 Densidad media mensual (ind./ha) en Revilla

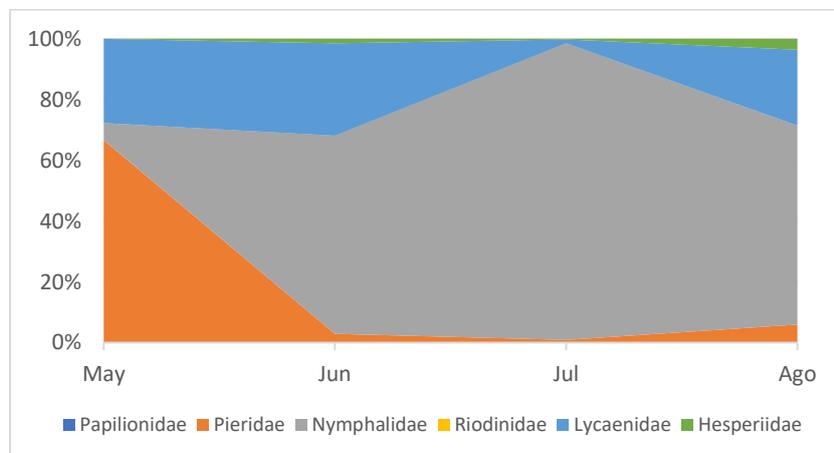


Figura 6. 30 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familias

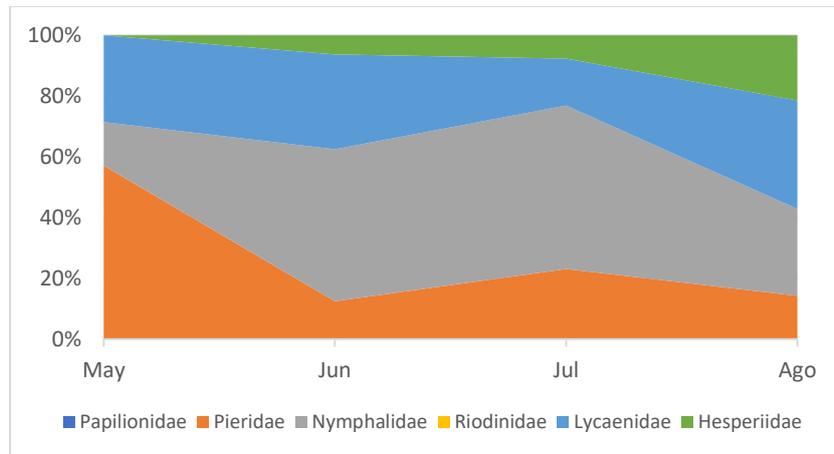


Figura 6. 31 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Cutas-Custodia Sur

En este recorrido de altura se han llevado a cabo cuatro recorridos, uno por mes, durante el periodo mayo-agosto, aunque el censo del primer mes no se pudo realizar hasta el día 1 de junio.

El total de ejemplares contabilizados ha sido de 1.059, de los que 1.055 se identificaron a nivel de especie y 4 como familia.

La abundancia relativa del recorrido en el conjunto del Parque Nacional se sitúa en el 34,5%, ocupando el primer lugar como suele resultar habitual.

El número de especies detectadas en 2022 ha sido de 29, el registro más alto conocido hasta la fecha para una sola temporada ([Tabla 6.10](#)).

El pico máximo de vuelo, como corresponde con un recorrido de altura, se produce en los meses de verano. Julio reunió el 53,4% de la abundancia relativa, seguido por agosto con el 30,9% ([Figura 6.32](#)). Por el contrario, el mes de mayo apenas si tuvo actividad, con tan solo un 2,6% de abundancia relativa.

Las densidades han oscilado de los 15,5 ind./ha de mayo a los 321,2 ind./ha de julio ([Figura 6.33](#)), valor este último muy elevado, pero lejos de los 949 ind./ha de agosto de 2021.

Las tres especies más abundantes en este recorrido han sido *Erebia arvernensis* (37,7%), *Lysandra coridon* (25,1%) y *Erebia meolans* (9,2%). *Erebia arvernensis* recupera el primer puesto que suele ocupar todos los años, pero que el año pasado cedió a *Lysandra coridon* debido a la explosión demográfica sufrida por esta especie. Aun así, este licénido mantiene todavía unos números importantes, aunque destaca que estos se producen en el mes de julio y no en agosto, siendo otra especie más que ha adelantado en varias semanas su fenología de vuelo.

En 2022 se han detectado cinco especies nuevas para este recorrido: *Papilio machaon*, *Iphiclides feisthamelii*, *Aricia morronensis*, *Polyommatus thersites* y *Pyrgus carthami*. La riqueza acumulada desde 2011 se sitúa en 55 especies.

En este recorrido son destacables varias citas del censo del 21/6/22. La primera es el paso migratorio de *Vanessa cardui*, con 88 ejemplares contabilizados, lo que supone

una densidad de 48,6 ind./ha. Importante ha sido también el número de ejemplares contabilizados de *Erebia lefebvrei*, 15 ejemplares el 21/6/22, el registro más alto conocido hasta la fecha. Por último, en ese mismo censo se contabilizaron también 9 ejemplares de *Polyommatus eros*, un licénido cuya distribución en España se limita a los Pirineos (García-Barros et al., 2004; Leraut, 2016).

En la agrupación por familias y meses, Nymphalidae mantiene la abundancia relativa más altas durante todos los meses excepto en julio, cuando el pico de vuelo de *Lysandra coridon* sitúa a la familia Lycaenidae en primer lugar (Figura 6.34). La distribución de la abundancia relativa por familias y especies es más homogénea a lo largo del periodo de estudio, contando Nymphalidae todos los meses con más de 40% de especies, mientras que Lycaenidae muestra una línea ascendente, pasando del 12,5% de especies del mes de mayo al 44,4 de agosto (Figura 6.35).

Tabla 6. 10 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Cutas

Familia/especie	1/6/22		21/6/22		20/7/22		24/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>	1	0,55							1	0,09
<i>Iphiclides feisthamelii</i>					1	0,55			1	0,09
PIERIDAE										
<i>Colias alfacariensis</i>			2	1,10	3	1,66			5	0,47
<i>Colias croceus</i>			5	2,76	2	1,10	2	1,10	9	0,85
<i>Pieris rapae</i>	4	2,21							4	0,38
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	11	6,08							11	1,04
<i>Vanessa atalanta</i>	1	0,55							1	0,09
<i>Vanessa cardui</i>	5	2,76	88	48,62	1	0,55			94	8,88
<i>Speyeria aglaja</i>					10	5,52			10	0,94
<i>Lasiommata megera</i>							2	1,10	2	0,19
<i>Lasiommata maera</i>			2	1,10	3	1,66			5	0,47
<i>Erebia epiphron</i>					9	4,97	6	3,31	15	1,42
<i>Erebia arvernensis</i>			3	1,66	115	63,54	281	155,25	399	37,68
<i>Erebia lefebvrei</i>			15	8,29					15	1,42
<i>Erebia meolans</i>	2	1,10	7	3,87	88	48,62			97	9,16
<i>Hipparchia semele</i>							1	0,55	1	0,09
LYCAENIDAE										
<i>Lampides boeticus</i>							1	0,55	1	0,09
<i>Glaucopsyche melanops</i>	1	0,55							1	0,09
<i>Agriades glandon</i>					24	13,26			24	2,27
<i>Plebejus argus</i>			1	0,55	68	37,57			69	6,52
<i>Aricia morronensis</i>					2	1,10	1	0,55	3	0,28
<i>Polyommatus dorylas</i>					1	0,55			1	0,09
<i>Polyommatus eros</i>			9	4,97					9	0,85
<i>Polyommatus thersites</i>							1	0,55	1	0,09

Familia/especie	1/6/22		21/6/22		20/7/22		24/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
<i>Lysandra coridon</i>					235	129,83	31	17,13	266	25,12
<i>Lysandra bellargus</i>			1	0,55					1	0,09
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus carthami</i>			2	1,10	2	1,10			4	0,38
<i>Pyrgus malvoides</i>	2	1,10							2	0,19
<i>Pyrgus serratulae</i>			3	1,66					3	0,28
INDETERMINADAS										
Indet. (Pieridae)					1	0,55			1	0,09
Indet. (Nymphalidae)			1	0,55					1	0,09
Indet. (Lycaenidae)	1	0,55					1	0,55	2	0,19
TOTAL	28	15,47	139	76,80	565	312,15	327	180,66	1059	100,00

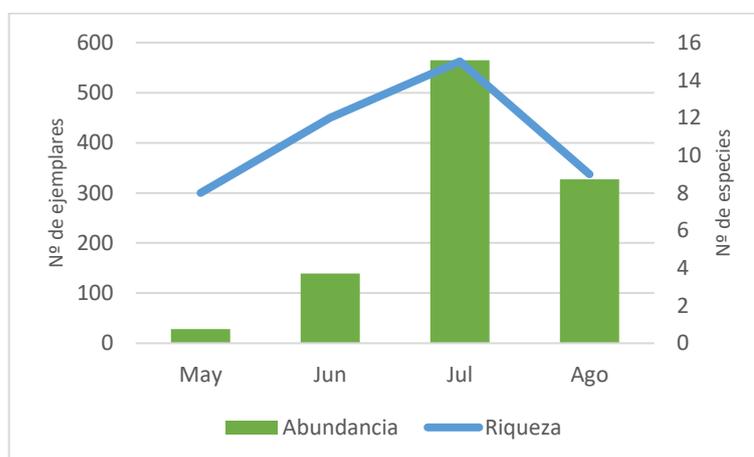


Figura 6. 32 Abundancia y riqueza de especies en Cutas

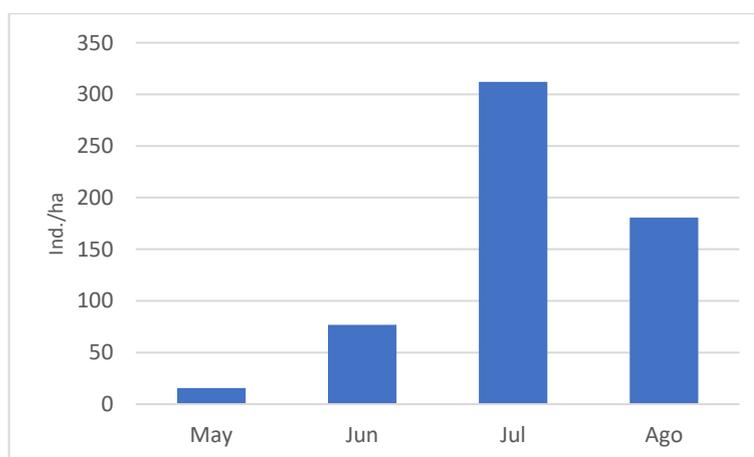


Figura 6. 33 Densidad media mensual (ind./ha) en Cutas

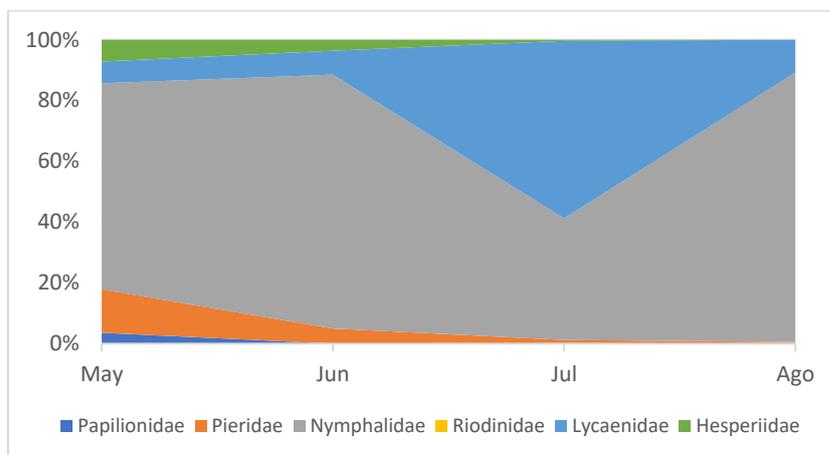


Figura 6. 34 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia

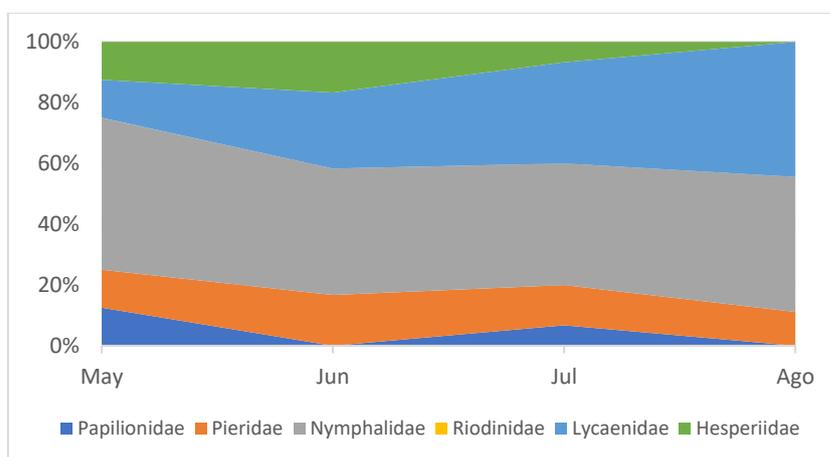


Figura 6. 35 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Lañas

Se han realizado cuatro censos, uno por mes, durante el periodo mayo-agosto. Se han contabilizado 530 ejemplares, de los que 529 se identificaron a nivel de especie y uno como familia. Estos datos suponen el 17,3% del total de la abundancia relativa del Parque Nacional, situando a este recorrido en el tercer lugar.

La riqueza se ha situado en 44 especies, el recorrido con el valor más alto junto con Soaso ([Tabla 6.11](#)).

El periodo máximo de vuelo se centró en julio (59,8%), siendo mayo el mes con menor presencia de ejemplares (6,2%) ([Figura 6.36](#)).

Las densidades alcanzadas fueron también elevadas en el mes de julio, llegando a los 287 ind./ha, el valor más alto conocido hasta la fecha para este recorrido ([Figura 6.37](#)).

Por especies, la mayor abundancia relativa estuvo encabezada por *Speyeria aglaja* (20%), seguida por *Argynnis paphia* (16,2%) y *Plebejus argus* (10,6%).

Durante esta temporada se han registrado cinco nuevas especies para este recorrido: *Papilio machaon*, *Iphiclides feisthamelii*, *Gonepteryx cleopatra*, *Brenthis ino* y *Erebia meolans*. La riqueza acumulada desde el año 2015 se sitúa en 68 especies.

Resultan destacables los registros alcanzados por dos especies forestales, *Speyeria aglaja* y *Argynnis paphia*, cuyo hábitat lo constituyen prados y pequeños claros próximos a masas forestales. Ambas especies han alcanzado los registros más altos conocidos hasta la fecha, *Speyeria aglaja* alcanzó una densidad de 72,4 ind./ha en julio, mientras que *Argynnis paphia* situó este valor en 71,5 ind./ha.

La distribución de la abundancia relativa por especies y familias es bastante homogénea a lo largo de los meses de estudio en Nymphalidae, Lycaenidae y Pieridae. Hesperidae también ha estado presente durante los cuatro meses de estudio, pero con una abundancia menor ([Figura 6.38](#) y [Figura 6.39](#)).

Tabla 6. 11 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Lañas

Familia/especie	31/5/22		22/6/22		19/7/22		22/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%						
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Iphiclides feisthamelii</i>					1	0,90			1	0,19
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>	5	4,52	2	1,81	3	2,71			10	1,89
<i>Anthocharis cardamines</i>	2	1,81	1	0,90					3	0,57
<i>Colias alfacariensis</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Colias croceus</i>			1	0,90	6	5,43	10	9,05	17	3,21
<i>Gonepteryx rhamni</i>					14	12,67	3	2,71	17	3,21
<i>Gonepteryx cleopatra</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Pieris brassicae</i>							2	1,81	2	0,38
<i>Pieris rapae</i>	5	4,52	2	1,81	13	11,76	17	15,38	37	6,98
<i>Pieris napi</i>					4	3,62			4	0,75
<i>Pontia daplidice</i>							1	0,90	1	0,19
NYMPHALIDAE										
<i>Nymphalis antiopa</i>	1	0,90					1	0,90	2	0,38
<i>Vanessa atalanta</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Vanessa cardui</i>			3	2,71	1	0,90			4	0,75
<i>Polygonia c-album</i>					9	8,14			9	1,70
<i>Argynnis paphia</i>					79	71,49	7	6,33	86	16,23

Familia/especie	31/5/22		22/6/22		19/7/22		22/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
<i>Speyeria aglaja</i>			25	22,62	80	72,40	1	0,90	106	20,00
<i>Issoria lathonia</i>							1	0,90	1	0,19
<i>Brenthis ino</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Boloria euphrosyne</i>	1	0,90							1	0,19
<i>Melitaea parthenoides</i>					3	2,71			3	0,57
<i>Limenitis camilla</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Limenitis reducta</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Pararge aegeria</i>	3	2,71	5	4,52	1	0,90	4	3,62	13	2,45
<i>Lasiommata megera</i>	3	2,71					24	21,72	27	5,09
<i>Lasiommata maera</i>					4	3,62			4	0,75
<i>Coenonympha arcania</i>			3	2,71	17	15,38			20	3,77
<i>Coenonympha glycerion</i>			1	0,90					1	0,19
<i>Erebia meolans</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Maniola jurtina</i>					1	0,90			1	0,19
LYCAENIDAE									X	
<i>Lampides boeticus</i>							1	0,90	1	0,19
<i>Cupido minimus</i>	1	0,90							1	0,19
<i>Celastrina argiolus</i>					1	0,90			1	0,19
<i>Glauopsyche melanops</i>	4	3,62							4	0,75
<i>Phengaris alcon</i>			2	1,81					2	0,38
<i>Plebejus argus</i>			54	48,87	2	1,81			56	10,57
<i>Cyaniris semiargus</i>	1	0,90			3	2,71			4	0,75
<i>Polyommatus dorylas</i>					4	3,62			4	0,75
<i>Lysandra coridon</i>					47	42,53	3	2,71	50	9,43
HESPERIIDAE										
<i>Erynnis tages</i>	7	6,33							7	1,32
<i>Ochlodes sylvanus</i>			4	3,62	2	1,81			6	1,13
<i>Hesperia comma</i>					1	0,90	1	0,90	2	0,38
<i>Thymelicus sylvestris</i>			1	0,90	12	10,86			13	2,45
INDETERMINADAS										
Indet. (Hesperiidae)					1	0,90			1	0,19
TOTAL	33	29,86	104	94,12	317	286,88	76	68,78	530	100

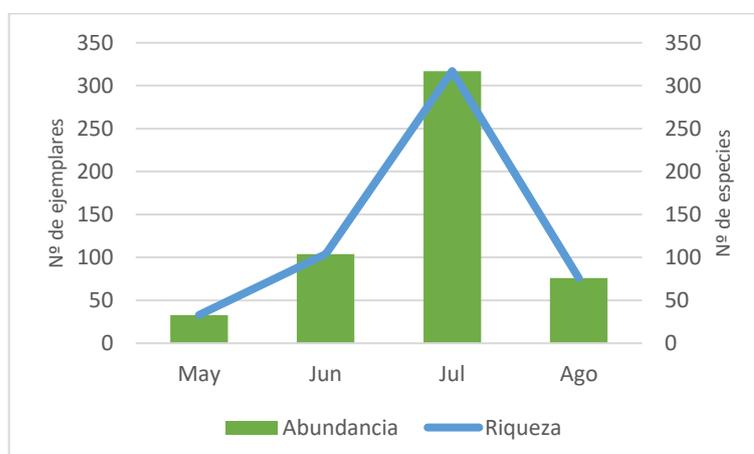


Figura 6. 36 Abundancia y riqueza de especies en Lañas

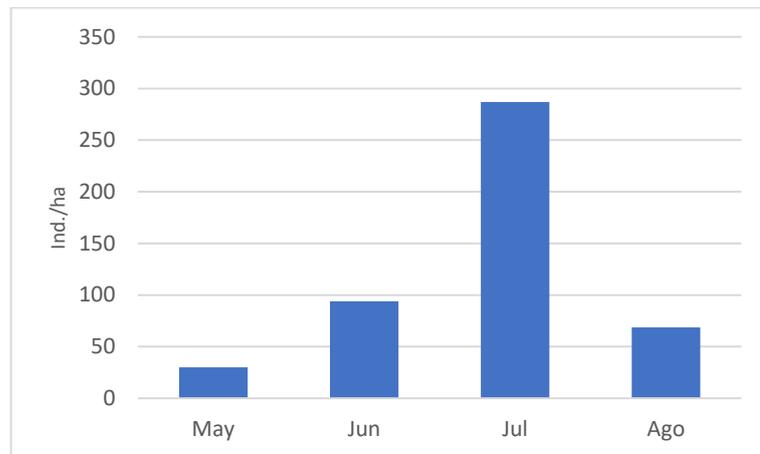


Figura 6. 37 Densidad media mensual (ind./ha) en Lañas

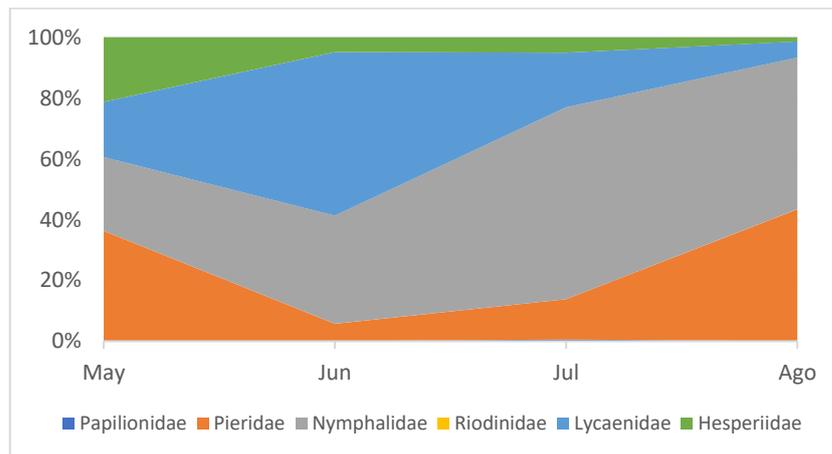


Figura 6. 38 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia

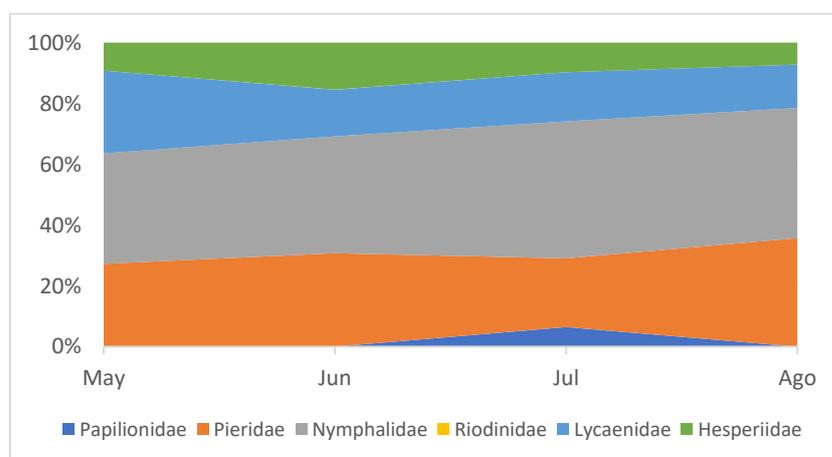


Figura 6. 39 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Arazas-Gradas de Soaso

Se han llevado a cabo cuatro censos, uno por mes, en el periodo mayo-agosto.

El número de ejemplares contabilizados ha sido de 387 (*Tabla 6.12*), de los que 381 se identificaron a nivel de especie y 6 como familia. Estos datos suponen el 12,6% de la abundancia relativa para todo el Parque Nacional, situando a Soaso en el tercer lugar de los recorridos.

Por meses, julio aglutinó el 79,3% de la abundancia relativa, seguido ya de lejos por junio con el 8,8% (*Figura 6.41*). La densidad de ejemplares en julio fue de 345 ind./ha, la más alta conocida para este recorrido (*Figura 6.42*).

La riqueza registrada ha sido de 44 especies, la más alta de todo el Parque Nacional compartida con el recorrido de Lañas.

Las tres especies con mayor abundancia relativa fueron *Argynnis paphia* (11,1%), *Speyeria aglaja* (10,3%) y *Coenonympha arcania* (10,1%).

Se han detectado cuatro nuevas especies para el recorrido: *Lasiommata petropolitana*, *Coenonympha glycerion*, *Erebia lefebvrei* y *Phengaris arion*. La riqueza acumulada se sitúa en 83 especies, la segunda más alta después del recorrido de Revilla

Especialmente reseñable ha sido la presencia el 19/7/22 de un ejemplar de *Phengaris arion* (*Figura 6.40*). Esta especie fue localizada por última vez en esta zona del Parque Nacional el 20/7/09 (Murria-Beltrán, 2009), sin volver a contactar con ella durante estos últimos trece años. Aunque si se conoce la existencia de otra colonia de este amenazado licénido en el recorrido de Revilla, esta es la única colonia de *Phengaris arion* ubicada dentro de los límites del Parque Nacional.



Figura 6. 40 Ejemplar de *Phengaris arion* observado en Soaso el 19/7/22. Foto: Blai Andrés Julia

Al igual que en el recorrido de Lañas, el recorrido de Soaso ha mantenido densidades inusualmente elevadas de *Argynnis paphia* (47,2 ind./ha) y *Speyeria aglaja* (40,6 ind./ha).

Por el contrario, una especie habitual y abundante en los censos de primavera, como es *Glaucopteryx melanops*, ha mostrado números muy bajos durante esta temporada. Por ejemplo, en el mes de mayo de 2021 la densidad registrada fue de 116,9 ind./ha, mientras que en mayo de 2022 la densidad ha sido de 10,1 ind./ha. Es posible que el pico de vuelo de esta especie haya podido adelantarse varias semanas, como ha sucedido con otras especies, y no haber sido detectado durante los censos realizados.

En 2022 se ha detectado la presencia de las seis familias de Papilionoidea en este recorrido. Nymphalidae ha mantenido la mayor abundancia relativa durante todos los meses excepto mayo, cuando el valor más alto se registró en Lycaenidae.

Por especies y familias la distribución ha estado más repartida, aunque igualmente Nymphalidae mantiene la mayor abundancia relativa durante todos los meses excepto mayo ([Figura 6.43](#) y [Figura 6.44](#)).

Tabla 6. 12 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Soaso

Familia/especie	31/5/22		23/6/22		19/7/22		22/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%						
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Iphiclides feisthamelii</i>					1	1,12			1	0,26
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>			1	1,12	2	2,25			3	0,78

Familia/especie	31/5/22		23/6/22		19/7/22		22/8/22		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%
<i>Anthocharis cardamines</i>	8	8,99	1	1,12					9	2,33
<i>Pieris brassicae</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Pieris rapae</i>			2	2,25	10	11,24	1	1,12	13	3,36
<i>Pieris napi</i>	1	1,12			1	1,12			2	0,52
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	1	1,12							1	0,26
<i>Vanessa atalanta</i>					2	2,25			2	0,52
<i>Vanessa cardui</i>			4	4,49					4	1,03
<i>Polygonia c-album</i>					4	4,49			4	1,03
<i>Argynnis paphia</i>					42	47,19	1	1,12	43	11,11
<i>Speyeria aglaja</i>			3	3,37	36	40,45	1	1,12	40	10,34
<i>Fabriciana adippe</i>					5	5,62			5	1,29
<i>Brenthis ino</i>			2	2,25	9	10,11			11	2,84
<i>Boloria euphrosyne</i>	2	2,25							2	0,52
<i>Melitaea celadussa</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Pararge aegeria</i>			4	4,49					4	1,03
<i>Lasiommata megera</i>					2	2,25	11	12,36	13	3,36
<i>Lasiommata maera</i>			7	7,87	17	19,10			24	6,20
<i>Lasiommata petropolitana</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Coenonympha arcania</i>			2	2,25	37	41,57			39	10,08
<i>Coenonympha glycerion</i>					9	10,11			9	2,33
<i>Erebia euryale</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Erebia ephron</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Erebia arvernensis</i>					16	17,98	2	2,25	18	4,65
<i>Erebia lefebvrei</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Erebia meolans</i>			3	3,37	18	20,22			21	5,43
RIODINIDAE										
<i>Hamearis lucina</i>	2	2,25	1	1,12					3	0,78
LYCAENIDAE										
<i>Callophrys rubi</i>	1	1,12			3	3,37			4	1,03
<i>Cupido minimus</i>	1	1,12							1	0,26
<i>Glaucopsyche alexis</i>			1	1,12					1	0,26
<i>Glaucopsyche melanops</i>	9	10,11							9	2,33
<i>Phengaris alcon</i>					3	3,37			3	0,78
<i>Phengaris arion</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Plebejus argus</i>					11	12,36			11	2,84
<i>Aricia montensis</i>							1	1,12	1	0,26
<i>Cyaniris semiargus</i>	1	1,12			2	2,25			3	0,78
<i>Polyommatus dorylas</i>			1	1,12	19	21,35			20	5,17
<i>Lysandra coridon</i>					24	26,97	3	3,37	27	6,98
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus serratulae</i>					1	1,12			1	0,26
<i>Ochlodes sylvanus</i>			1	1,12	4	4,49			5	1,29
<i>Thymelicus sylvestris</i>			1	1,12	12	13,48			13	3,36
<i>Carcharodus lavatherae</i>					3	3,37			3	0,78
<i>Carcharodus baeticus</i>									0	
INDETERMINADAS										
Indet. (Nymphalidae)					3	3,37			3	0,78
Indet. (Lycaenidae)					2	2,25			2	0,52
Indet. (Hesperiidae)					1	1,12			1	0,26
TOTAL	26	29,21	34	38,20	307	344,94	20	22,47	387	100,00

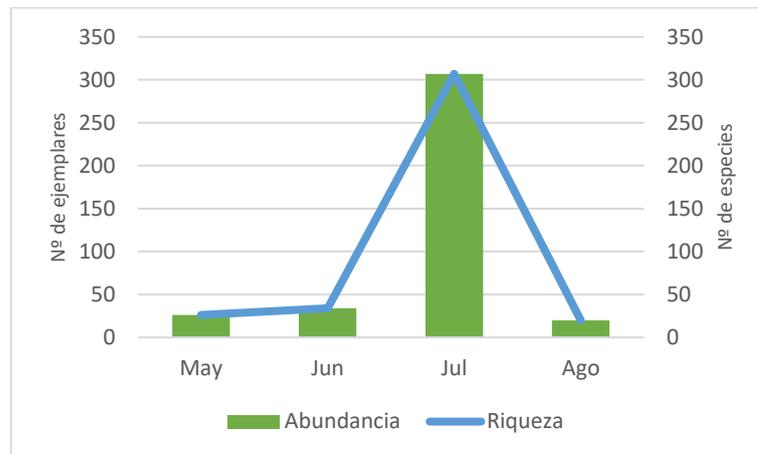


Figura 6. 41 Abundancia y riqueza de especies en Soaso

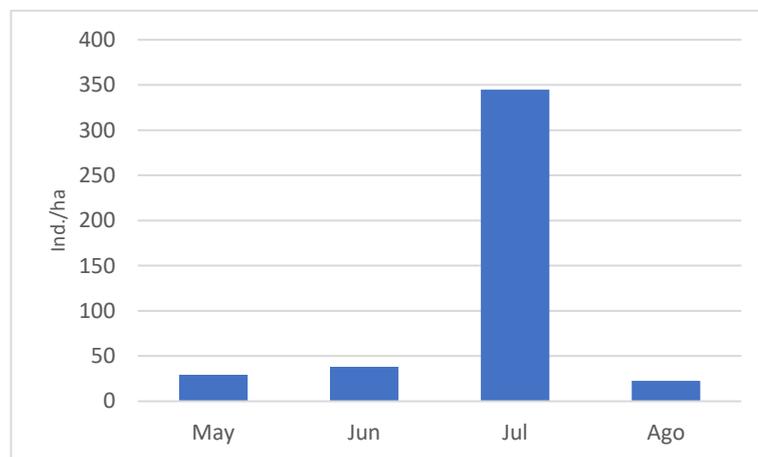


Figura 6. 42 Densidad media mensual (ind./ha) en Soaso

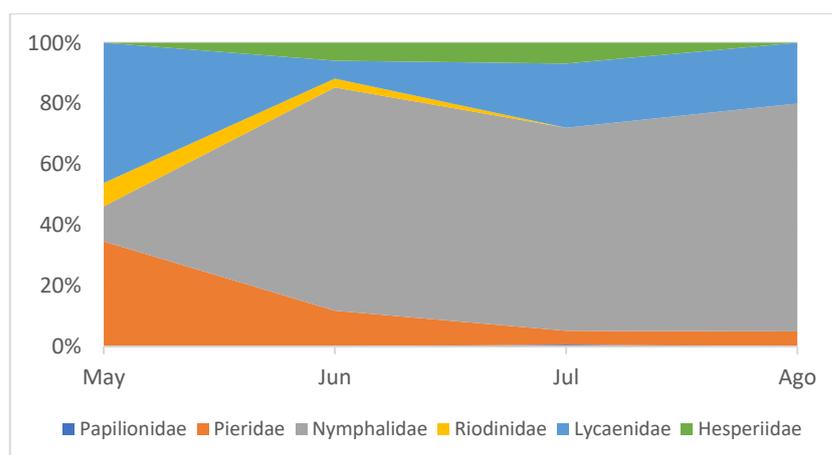


Figura 6. 43 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia

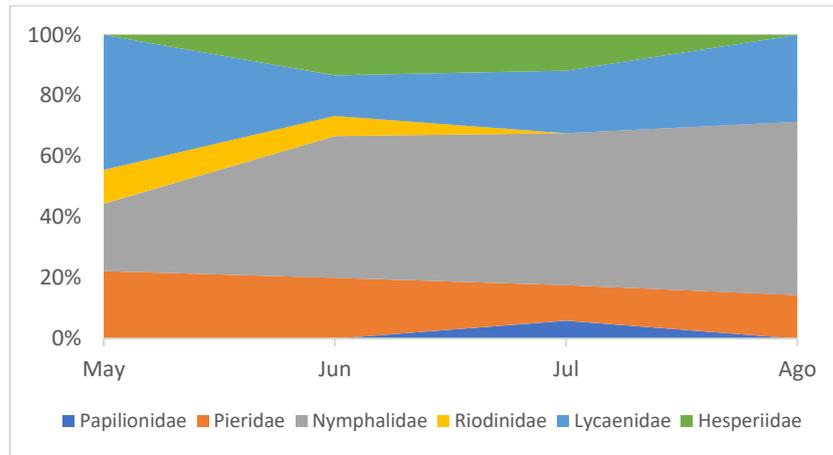


Figura 6. 44 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

6.5.5 Observaciones de lepidópteros fuera de los recorridos

Durante las diferentes visitas realizadas al Parque Nacional se han obtenido 119 registros de mariposas diurnas correspondientes a seis familias y 54 especies (*Tabla 6.13*). El listado completo de citas con todos los detalles de estas se encuentra en el anexo IV.

Tabla 6. 13 Registros de mariposas diurnas obtenidas fuera de los recorridos

Especie/UTM 10x10	30TYN3 2	30TYN4 2	31TBH5 1	31TBH5 2	31TBH6 1	31TBH6 2	31TBH6 3	Total
Hesperiidae		2		1			2	5
<i>Carcharodus lavatherae</i>		1						1
<i>Erynnis tages</i>				1				1
<i>Pyrgus carthami</i>		1						1
<i>Pyrgus serratulae</i>							1	1
<i>Spialia sertorius</i>							1	1
Lycaenidae		10	4	5	3			22
<i>Agriades glandon</i>		1						1
<i>Aricia montensis</i>		1						1
<i>Aricia morronensis</i>		1						1
<i>Callophrys rubi</i>			2	1				3
<i>Cupido minimus</i>				1				1
<i>Glaucopsyche melanops</i>		1	2	2				5
<i>Lycaena alciphron</i>		2						2
<i>Lysandra bellargus</i>				1				1
<i>Lysandra coridon</i>		2						2
<i>Lysandra hispana</i>					2			2
<i>Plebejus idas</i>		1						1
<i>Polyommatus dorylas</i>		1						1
<i>Satyrrium esculi</i>					1			1
Nymphalidae	1	24	2	11	3	3	3	47
<i>Aglais urticae</i>		3		1				4
<i>Argynnis paphia</i>		1						1
<i>Boloria euphrosyne</i>			1	2				3
<i>Erebia arvernensis</i>		1		2				3
<i>Erebia epiphron</i>		2						2
<i>Erebia meolans</i>		4		1			1	6
<i>Erebia neoridas</i>				1				1
<i>Erebia rondoui</i>							1	1
<i>Hipparchia fagi</i>		1				1		2
<i>Issoria lathonia</i>		1					1	2
<i>Lasiommata maera</i>		1		2				3
<i>Lasiommata megera</i>		1	1	1				3
<i>Limenitis camilla</i>					1			1
<i>Limenitis reducta</i>	1	1						2
<i>Melanargia galathea</i>		1						1
<i>Melitaea diamina</i>						1		1
<i>Melitaea parthenoides</i>		1						1
<i>Nymphalis polychloros</i>					1			1
<i>Pyronia bathseba</i>					1			1
<i>Speyeria aglaja</i>		1						1

Especie/UTM 10x10	30TYN3 2	30TYN4 2	31TBH5 1	31TBH5 2	31TBH6 1	31TBH6 2	31TBH6 3	Total
<i>Vanessa atalanta</i>		2				1		3
<i>Vanessa cardui</i>		3		1				4
Papilionidae		11	12	1		1	1	26
<i>Iphiclides feisthamelii</i>		3	1					4
<i>Papilio machaon</i>		1	2			1		4
<i>Parnassius apollo</i>		7	9	1			1	18
Pieridae		5	2	6		4		17
<i>Anthocharis cardamines</i>				1		1		2
<i>Aporia crataegi</i>						1		1
<i>Colias alfacariensis</i>		1		1				2
<i>Colias crocea</i>		1		1		1		3
<i>Gonepteryx cleopatra</i>			1					1
<i>Gonepteryx rhamni</i>		1						1
<i>Leptidea sinapis</i>		1				1		2
<i>Pieris brassicae</i>		1		2				3
<i>Pieris napi</i>				1				1
<i>Pieris rapae</i>			1					1
Riodinidae				2				2
<i>Hamearis lucina</i>				2				2
Total	1	52	20	26	6	8	6	119

Fuera de La Cutas se obtuvieron otras dos citas. La primera es un ejemplar el 19/7/22 en el recorrido de las Gradass de Soaso, pero fuera del censo BMS. La segunda cita se produjo el 18/7/22, en Pineta, un ejemplar dentro del recorrido, pero fuera de censo

Además de estas citas se han realizado un censo por duplicado en el recorrido Laña Caballo ([Tabla 6.14](#)).



Figura 6. 45 Localización de las observaciones de *Parnassius apollo* en Nerín (21/6/22)



Figura 6. 46 Localización de las observaciones de *Parnassius apollo* en el mirador El Molar (20/7/22)

Especie/tramo	T1	T2	T3	T4
---------------	----	----	----	----

<i>Thymelicus sylvestris</i>	2		2	
<i>Spialia sertorius</i>	1			
<i>Pieris rapae</i>	1			
<i>Phengaris alcon</i>	1			
<i>Plebejus argus</i>	3		56	2
<i>Speyeria aglaja</i>	4		8	9
<i>Coenonympha arcania</i>	2		7	6
<i>Melanargia galathea</i>	1			
<i>Colias croceus</i>			2	
<i>Coenonympha glycerion</i>			1	
<i>Pararge aegeria</i>			1	1
Subtotal tramos	15	0	77	18
Total recorrido	110			

Tabla 6. 14 Censo en el recorrido de Laña Caballo. Fecha: 23/6/22



Oruga de *Parnassius apollo* alimentándose sobre *Sedum*, su planta nutricia

6.6 RESULTADOS DE LOS MODELOS: ÍNDICES DE ABUNDANCIA Y TENDENCIAS DE POBLACIÓN

6.6.1 *Resultados de los modelos: índices de abundancia*

Con los valores absolutos en cada transecto y año que nos proporcionan los **índices anuales de abundancia** estimados (ver secciones 2.5 y 2.6 para una descripción de la metodología aplicada), se han calculado valores de abundancia relativa en forma de “densidades”. Estas **densidades** se obtienen tras **dividir los índices de abundancia por la longitud de cada uno de los transectos**. Los resultados se muestran como **densidades anuales acumuladas en cada recorrido** (*Figura 6.47*). De acuerdo con estas estimas, la densidad observada parece haber disminuido en los recorridos de Añisclo, Pineta y Soaso, mientras que habría aumentado en Cutas y Lañas, y no habría experimentado grandes variaciones a lo largo del periodo disponible en Revilla.

A continuación, comprobaremos si estos cambios que observamos en esta primera inspección visual de la densidad estimada tienen significación estadística y los interpretaremos en términos de tendencias interanuales y de tasas de cambio poblacional para el periodo de seguimiento.

6.6.2 *Resultados de los modelos: tendencias y tasas de cambio*

Tendencias de población

Puesto que las estimas se han realizado en la escala logarítmica, la tendencia negativa viene indicada por valores de las estimas inferiores a 1, mientras que valores superiores a la unidad indicarían crecimiento de las poblaciones (ver Anexo V). Encontramos tendencias interanuales negativas para el periodo disponible en los recorridos de Añisclo, Pineta y Soaso, aunque únicamente en estos dos últimos recorridos, el descenso resulta ser estadísticamente significativo. En contraste, la abundancia se muestra estable en los recorridos de Lañas y Revilla, y aunque aumenta en Cutas, la tendencia ascendente no es estadísticamente significativa. Como resultado, la tendencia global dentro del PNOMP es negativa, aunque no estadísticamente significativa.

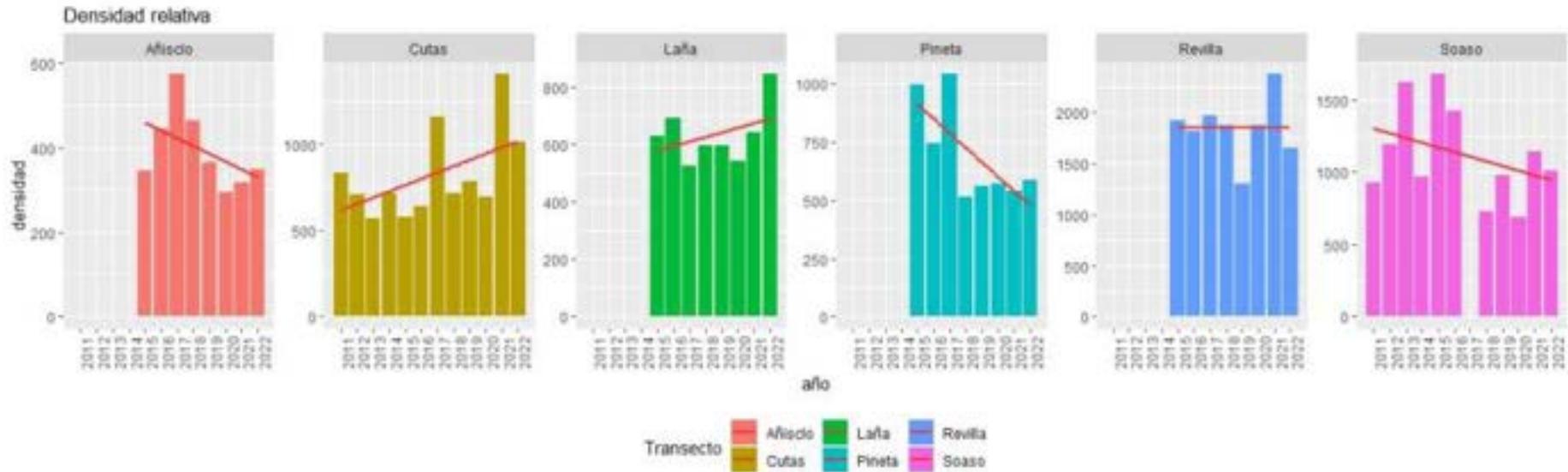


Figura 6. 47 Densidad acumulada por recorrido y año calculada a partir de los índices de abundancia que estiman los datos de las visitas faltantes. Los colores de las barras indican los diferentes Parques Nacionales en los que se sitúan los recorridos. La línea roja muestra un ajuste de regresión lineal simple.

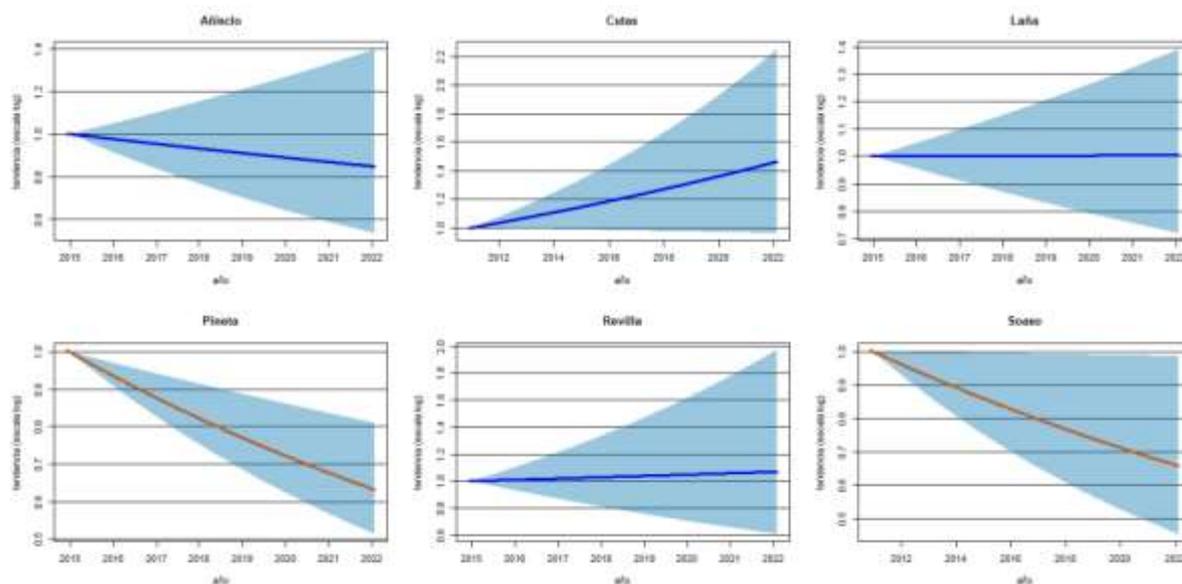


Figura 6. 48 Tendencia de la población (indicada por la línea de color) y sus correspondientes Intervalos de Confianza, IC 2,5% - IC 97,5% en los diferentes recorridos. Resultados derivados del modelo GAMM. La tendencia se mide en la escala logarítmica: valores >1 = tendencia creciente; valores <1 = tendencia decreciente.

Tasas de cambio

De acuerdo con las tendencias previamente identificadas, la tasa de cambio poblacional estimada en la totalidad del PNOMP, aunque negativa (-3%), por no ser estadísticamente significativa y su pequeña magnitud, nos hace considerar la tendencia global en el Parque Nacional como “Estable” (ver categorías establecidas en el manual del programa TRIM, Pannekoek y van Strien, 2005). Por la misma razón, “Estable” es también la categoría en la que podemos incluir a la población de Añisclo (tasa de cambio negativa, -15%) y de Revilla (tasa de cambio positiva y no significativa, 7%). En el caso de Lañas, la tasa de cambio es prácticamente cero, por lo que estaríamos nuevamente ante una población “Estable”. Sin embargo, la población de Pineta y Soaso, muestran tasas de cambio negativas, significativas y de una magnitud superior al 20%, por lo que la evolución en estas áreas entra dentro de la categoría de “Descenso fuerte”. Finalmente, la variabilidad interanual en la abundancia observada en Cutas impide establecer una tendencia clara, a pesar de que la tasa de cambio sea elevada y positiva

(46%), motivo por el cual, entraría dentro de la categoría de “Insuficientemente conocida”.

Podemos interpretar estos resultados como un descenso en las poblaciones de mariposas presentes a mayor altitud, y que habitan las praderas alpinas y subalpinas de la orla superior del bosque. Mientras que las especies que ocupan fondos de valle, así como aquellas propias de hábitats de matorral y bosque mediterráneo, permanecerían estables. La variabilidad interanual en la abundancia de las mariposas de pastizales subalpinos en los que hay ausencia de vegetación arbórea y arbustiva resulta ser demasiado elevada como para poder establecer tendencias con los datos disponibles hasta la fecha. Estos resultados recomiendan continuar con el seguimiento de estas poblaciones con el fin de prolongar la serie de datos disponible, y nos indican que podría ser recomendable hacer un estudio pormenorizado de las tendencias poblacionales en cada uno de los hábitats que comprenden los distintos recorridos del programa de seguimiento.

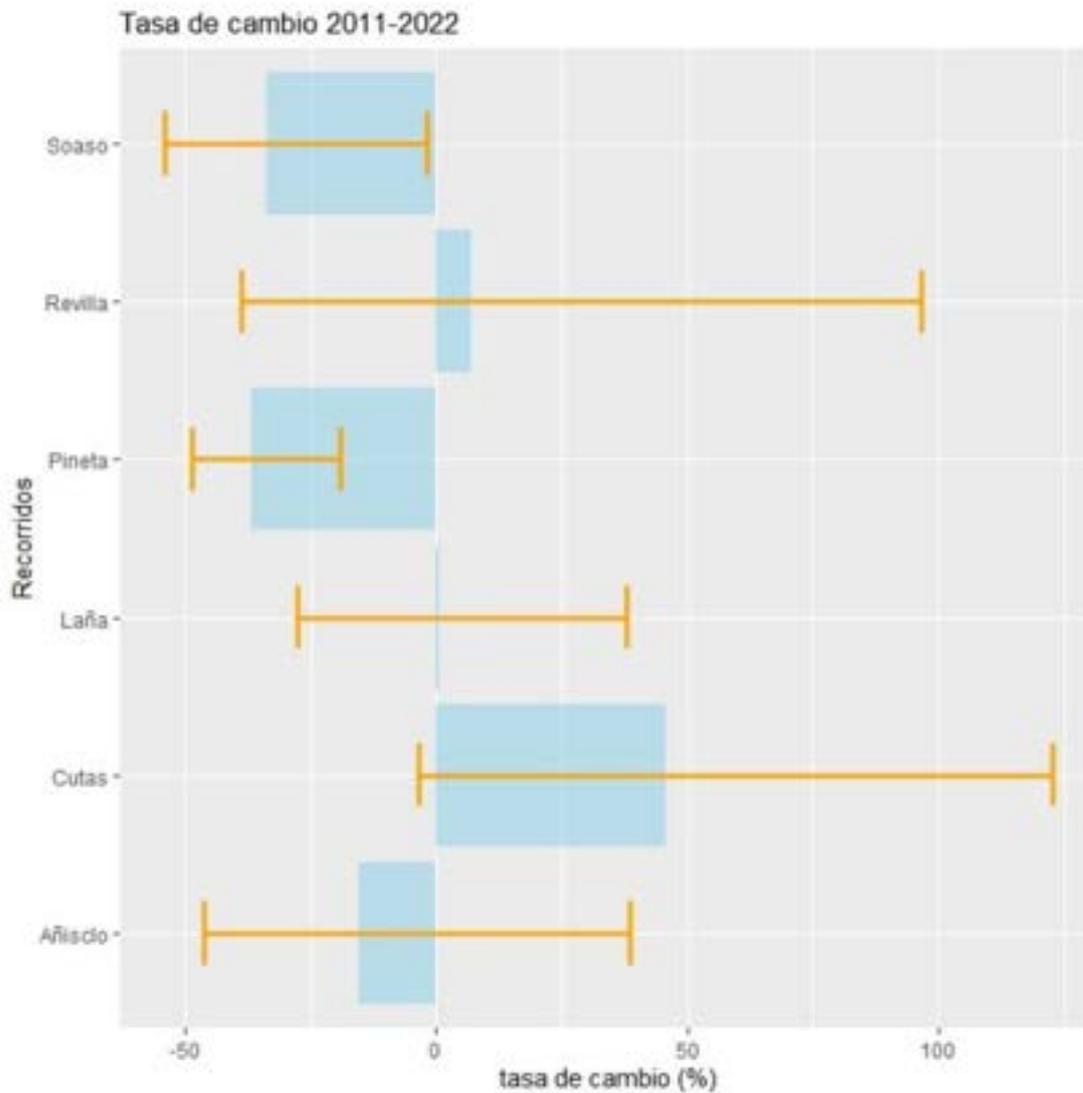


Figura 6. 49 Tasa de cambio poblacional estimada durante 2011-2022 (recorridos de Cutas y Soaso) y durante 2015-2022 (resto de recorridos), expresada como el cambio porcentual en la población entre el año de inicio del seguimiento y el último año con datos disponibles de la serie. Resultados derivados a partir de los modelos GAMM. En naranja se indican los intervalos de Confianza (IC 2.5 – IC 97.5) de las estimas.

Recorrido	Tasa de cambio 2011-2022 (%)			Tendencia
	Media	IC 2,5	IC 97,5	(categoría)
<i>Añisclo</i>	-15.26	-46.37	38.58	Estable
<i>Cutas</i>	45.71	-3.55	122.78	Insuficientemente conocida
<i>Lañas</i>	0.39	-27.69	37.93	Estable
<i>Pineta</i>	-36.83	-48.67	-19.13	Descenso fuerte
<i>Revilla</i>	6.92	-38.97	96.54	Estable
<i>Soaso</i>	-33.87	-54.08	-1.94	Descenso fuerte
ORDESA TOTAL	-3.71	-22.47	17.79	Estable

Tabla 6. 15 Tasas de cambio durante 2011-2022 (recorridos de Cutas y Soaso) y durante 2015-2022 (resto de recorridos). Tasa de cambio expresada como el cambio porcentual en la población entre el año de inicio del seguimiento y el último año con datos disponibles de la serie. Resultados derivados a partir de los modelos GAMM. Los intervalos de confianza que incluyen valores positivos y negativos no son estadísticamente significativos. La categoría de tendencia se basa en la categorización establecida en el software TRIM (Pannokoek et al., 2005).

6.7 CONCLUSIONES

i. En 2022 se ha realizado por primera vez un análisis estadístico de los datos. Aunque la serie temporal es todavía corta, doce años, desde que comenzó el programa de seguimiento, los primeros resultados apuntan una tasa de cambio poblacional negativa para el conjunto del Parque Nacional (-3%), considerándose la tendencia global del Parque Nacional como “Estable”. Aun así, es importante reseñar que esta tasa de cambio es negativa en tres de los seis recorridos, Añisclo, Pineta y Soaso, siendo la tendencia de “Descenso fuerte” en los dos últimos. Estos resultados parecen señalar a los recorridos de altura como las zonas donde el descenso poblacional parece ser más evidente, aunque esto contrasta con los resultados del recorrido de Las Cutas, donde se ha producido una tasa de cambio del +45,7%, posiblemente debido a fenómenos puntuales como la explosión demográfica de *Lysandra coridon* de 2021 (Jubete et al., 2021).

La continuidad de los trabajos de seguimiento en los próximos años permitirá obtener nuevos datos para confirmar la tendencia seguida por la población de mariposas en el conjunto del Parque Nacional.

ii. Los datos meteorológicos de año 2022 mostraron un incremento de 1,2 °C con respecto al valor medio, con valores por encima de lo normal en siete meses del año y con el periodo mayo-julio con meses caracterizados como extremadamente cálidos. Estas anomalías meteorológicas parecen ser responsables, al menos en parte, del adelanto en la fenología de vuelo de varias especies de mariposas en el Parque Nacional, como puede ser el caso de *Pyronia tithonus*, *Erebia arvernensis* o *Lysandra coridon*.

iii. El 19/7/22 se consiguió obtener una cita de *Phengaris arion* en el recorrido de Soaso, lo que supone redescubrir esta población de la que no se tenían noticias desde el año 2009. Esta colonia es la única existente en la actualidad dentro de los límites del Parque Nacional, estando situada además en un recorrido de altura, a 1650 m s.n.m. Se hace muy recomendable reforzar el programa de seguimiento de la especie en este recorrido, tratando de delimitar el área ocupado por la especie, la existencia y disponibilidad de planta nutricia y la realización de estimas de población mediante métodos no intrusivos, como por ejemplo mediante la realización de recorridos de 15 minutos que permiten

obtener densidades absolutas, a la vez que georreferenciar todos los registros obtenidos.

iv. En el caso de la colonia de *Phengaris arion* en el recorrido de Revilla, en 2022 la especie no ha sido detectada durante los recorridos del programa BMS. Al igual que en Soaso, parece prioritaria la puesta en marcha de un programa específico de seguimiento y monitorización de esta especie.

6.8 REFERENCIAS

- Abós Castel, F.P. 1988. *Mariposas diurnas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Naturaleza en Aragón 2. Diputación General de Aragón.
- Brereton, T., Roy, D. B., Middlebrook, I., Botham, M. y Warren, M. 2011. The development of butterfly indicators in the United Kingdom and assessments in 2010. *Journal of Insect Conservation*, 15(1):139-151. DOI:10.1007/s10841-010-9333-z
- García-Barros, E. Munguira, M.L., Martín, J. Romo, J., García-Pereira, P. y Maravalhas, E.S. 2004. *Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Monografía S.E.A., vol. 11.
- Jubete, F., R. Antor y F. Villaespesa. 2021. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2021. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Knape, J. 2016. Decomposing trends in Swedish bird populations using generalized additive mixed models. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1852–1861. doi: 10.1111/1365-2664.12720
- Leraut, P. 2016. *Butterflies of Europe and neighbouring regions*. NAP Editions
- McCullagh, P. y Nelder, J.A. 1989. *Generalized Linear Models*. 2nd Edition, Chapman and Hall. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4899-3242-6>
- Monasterio-León, Y. (coord.), García-Carrillo, A., Vila-Ujaldón, R., Vicente-Arranz, J.C., Escobés-Jiménez, J.A., García-Alama, O., Moreno-Iriondo, J., Hernández-Roldán, B., Parra-Arjona, R., Murria-Beltrán, E., Antón-Lazaro, J., Baquero-Herce, A., Olivares-Villegas, J., Barea-Azcón, J.M., Pérez-Fernández, R., Jubani-Fontanillas, J., Gutiérrez-García, D., Montagud-Alario, S., López-Ildefonso, M., Fernández Bisson, P.M. y Delgado-Bello, J. A. 2017. Propuesta Actualizada de nombres comunes en castellano de las mariposas de la Península Ibérica, Baleares y Canarias (Lepidoptera: Papilionoidea). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 60: 463-483.

- Murria-Beltrán, E. 2009. Presencia de *Apatura iris* (Linnaeus, 1758) (Nymphalidae, Apaturinae) en el Pirineo central de Huesca, Nuevos registros de *Danaus chrysippus* (Linnaeus, 1758) (Nymphalidae, Danainae) del valle medio del Ebro, y otros datos de interés para el conocimiento de los Papilionoidea de Aragón (España) (Lepidoptera)». *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 45: 335-342.
- Murria, E., Antor, R. y Villagrasa, E. 2011. Seguimiento de las poblaciones de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SODEMASA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Murria-Beltrán, E. 2020. Adiciones a los Papilionoidea del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca), y de otros espacios naturales protegidos y áreas de la mitad norte de Aragón (Noreste de España) (Lepidoptera). *Monografías Tercer Milenio*, 10: 195-216. Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Schmucki, R., Pe'er, G., Roy, D.B, Stefanescu, C., Van Swaay C.A.M, Oliver, T.H., Kuussaari, M., Van Strien, A.J., Ries, L., Settele, J., Musche, M., Carnicer, J., Schweiger, O., Brereton, T.M., Harpke, A., Heliölä, J., Kühn, E. y Julliard, R. 2016. A regionally informed abundance index for supporting integrative analyses across butterfly monitoring schemes. *Journal of Applied Ecology*, 53: 501–510. doi: 10.1111/1365-2664.12561
- Stefanescu, C., Torre, I., Jubany, J. y Páramo, F. 2011. Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. *Journal of Insect Conservation*, 15(1):83-93. DOI:10.1007/s10841-010-9325-z
- Pannekoek, J. y Van Strien, A. 2005. *TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data)*. Statistics Netherlands, PO Box 4000.
- Pollard, E., 1977. A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation*, 12: 115-134.
- Pollard, E. y Yates T. J. 1993. *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall. 277 pp.

- Van Swaay, C.A.M, Piotr Nowicki, p., Settele, J. y Van Strien, A.J. 2008. Butterfly monitoring in Europe: Methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17(14):3455-3469. DOI:10.1007/s10531-008-9491-4
- Wepprich, T., Adrion, J.R., Ries, L., Wiedmann, J. y Haddad, N.M. 2019. Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *PLoS ONE*, 14(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216270>
- Wiemers, M., Balletto, E., Dincă, V., Faltynek Fric, Z., Lamas, G., Lukhtanov, V., Munguira, M.L., Van Swaay, C.A.M., Vila, R., Vliegthart, A., Wahlberg, N. y Verovnik, R. 2018. An updated checklist of the European Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea). *ZooKeys*, 811: 9-45.
- Wood, S.N. 2006. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall, CRC.

6.9 BIBLIOGRAFÍA

- Jubete, F., R. Antor y E. Villagrasa. 2018. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2018. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Jubete, F., R. Antor y F. Villaespesa. 2019. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2019. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Jubete, F., R. Antor y E. Villagrasa. 2020. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2020. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Vila, R., C. Stefanescu & J.M. Sesma. 2018. *Guía de les papallones diürnes de Catalunya*. Lynx Edicions.

CAPITULO 7.- CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

PROPUESTA RB-24020

Memoria 2022



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN

CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria final 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de Equipo de Conservación del PNOMP. Coordinación y Revisión del informe.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. Doctor en Biología. Dirección del informe.

Ignacio Gómez. Técnico 1. Trabajo de campo, coordinación y redacción del informe.

Fernando Carmena. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Pilar Jimeno. Técnico 2. Trabajo de campo y elaboración de cartografía.

Personal colaborador

SARGA – Gobierno de Aragón.

Javier Sanz. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Jesús Laín. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Carlos Catalá. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

Pablo Monroy. Técnico 2. Trabajo de campo.

Javier Miranda. Ayudante técnico. Trabajo de campo

Cristina Abad. Técnico 2. Trabajo de campo.

Marta Zubiaurre. Técnico 2. Trabajo de campo.

PNOMP - Gobierno de Aragón

Isabel Álvarez. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Javier Barrio. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

Eduardo APN. Agente para la Protección de la Naturaleza. Trabajo de campo.

SARGA- Gobierno de Aragón

David Garcés. Vigilante PNOMP. Iván Puértolas. Vigilante PNOMP.

ASOCIACIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES (ACA). Voluntariado Ambiental Sergio
Martín Serrano y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.

Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Carmena, F. & Villaespesa, F. 2022. Control de fauna piscícola exótica. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

CONTENIDOS

7.1 RESUMEN.....	380
7.2 INTRODUCCIÓN	381
7.3 METODOLOGÍA	385
7.3.1 <i>Eliminación de salvelino en el humedal As Fuens</i>	<i>386</i>
7.3.2 <i>Restauración del hábitat en Soaso de Ordesa mediante descaste de trucha</i>	<i>386</i>
7.4 RESULTADOS.....	388
7.4.1 <i>Eliminación de salvelino en el humedal As Fuens</i>	<i>388</i>
7.4.2 <i>Restauración del hábitat en Soaso de Ordesa mediante descaste de trucha</i>	<i>396</i>
7.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	401
7.6 BIBLIOGRAFÍA	405

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

7.1 RESUMEN

En 2022 y por sexta temporada consecutiva se han realizado los trabajos de control de fauna piscícola exótica en el PNOMP con la continuación de las labores de descaste del salvelino (*Salvelinus fontinalis*) en el humedal As Fuens, situado en el tramo medio del valle de Ordesa y asociado al cauce del río Arazas.

El salvelino o trucha de fuente es una especie de salmónido exótico invasor que fue introducido en el Parque en la década de los sesenta del siglo pasado para fomentar su pesca deportiva. Su única localidad en el Parque se encuentra en este humedal. Para realizar estos trabajos se han invertido dos jornadas de campo en la realización de pescas eléctricas con el objetivo de extraer los ejemplares que quedaran en él.

En cada jornada de trabajo se han realizado pasadas múltiples sobre toda la longitud del humedal, retirando todos los ejemplares de salvelino y trucha. Los salvelinos capturados fueron medidos, pesados y sacrificados mientras que las truchas recuperadas –tras ser medidas y pesadas– se devolvieron al cauce del río Arazas, a la altura del humedal As Fuens.

En total se han capturado y eliminado un total de 7 ejemplares de salvelino en 2022, lo que da un total acumulado de capturas de 529 ejemplares que han sido retirados del humedal As Fuens en el periodo 2017 – 2021. A su vez, se capturaron un total de 56 ejemplares de trucha en el humedal que fueron devueltas al cauce principal del río Arazas.

Por otro lado, también en 2022 se han continuado con las tareas de restauración del hábitat para *Rana pyrenaica* en la parte alta del valle de Ordesa (Soaso) con la traslocación de ejemplares de trucha común (*Salmo trutta*) a tramos sitios aguas abajo de los sistemas de cascadas para evitar su regreso. El núcleo poblacional de trucha en esta parte alta del río es fruto de repoblaciones históricas, por lo que el objetivo del trabajo es contribuir a la recuperación y consolidación de las diferentes poblaciones de anfibios de la zona, mediante la retirada de la trucha de esta cabecera del río Arazas.

Esta temporada se formaron dos equipos de trabajo y dedicaron una jornada a estos trabajos de descaste en el río Arazas a la altura del soaso de Ordesa. En total se retiraron del área 284 ejemplares. Las acciones de erradicación de la trucha del Soaso

de Ordesa se iniciaron en 2018 y a lo largo de estas cinco campañas se ha conseguido erradicar de dicho tramo 1.865 ejemplares.

7.2 INTRODUCCIÓN

7.2.1 El salvelino (*Salvelinus fontinalis*). Eliminación de una especie exótica invasora.

El salvelino (*Salvelinus fontinalis*) o trucha de fuente, es una especie de salmónido americano que fue introducido a finales de la década de los 60 y principios de los 70 del siglo XX con intención de fomentar su pesca deportiva en el Parque (el coto de Ordesa y el del barranco Cotatuero, se cerraron definitivamente en 1983, coincidiendo con un periodo de veda ocasionado por las grandes riadas del año anterior).

Hoy en día sólo se conserva un núcleo poblacional residual en el humedal conocido como As Fuens, cercano a la Pradera de Ordesa en la margen derecha del río Arazas. Este humedal se abastece por medio de unas fuentes permanentes además de la que se incorpora al manar del propio subálveo del río. Tiene una longitud de unos cuatrocientos metros, con una anchura que oscila entre los tres y doce metros y una profundidad media estimada en unos 20 cm.



Fotografía 7.1 Desembocadura de As Fuens en el río Arazas (Foto: P. Hernández Sastre, A.H.E).

Los impactos del salvelino sobre otras especies y sobre los hábitats, son de diversa índole y se han recogido profusamente en la bibliografía científica (*Knapp, 2001; Kitano, 2004; Cucherousset 2011; Tiberti, 2013; García-Berthou et al. 2015; Ventura, 2016*). En España su mayor impacto se produce sobre las poblaciones de anfibios, tanto anuros como urodelos (*Braña et al, 1996; Bosch, 2006, 2014*) a los que acaba desplazando de sus hábitats. También altera y desestructura las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, pudiendo causar la desaparición de algunas especies (*Granados, 2006; Tiberti, 2013*). En las últimas décadas y coincidiendo con las experiencias de seguimiento ecológico de *Rana pyrenaica* en el PNOMP, se ha observado una rarefacción de los anfibios en la parte media del valle de Ordesa. Los pocos humedales fontinales, con aguas someras y tranquilas que favorecen la diversidad de anfibios fueron colonizados por esta especie invasora y, de aquella riqueza de especies (sapo común y partero, rana bermeja y pirenaica, además de tritón pirenaico) apenas queda representación. Cabe destacar que en estas dos últimas temporadas se ha podido constatar la reproducción en regatos anejos al humedal de las dos especies endémicas, el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) y la rana pirenaica (*Rana pyrenaica*), con números meramente anecdóticos.



Fotos 7.2 y 7.3 Anfibios endémicos. Izda. *Rana pyrenaica*. Dcha. *Calotriton asper*

Otras especies propias del humedal de As Fuens son el musgaño patiblanco (*Neomys fodiens*) y la trucha común (*Salmo trutta*).

Según directrices especificadas en el PRUG del PNOMP (Decreto 49/2015, de 8 de abril, del Gobierno de Aragón), existe una obligación de realizar un control y eliminación

de las especies exóticas invasoras dentro de su territorio. En este contexto se enmarca el objetivo del presente trabajo, que no es otro que la restauración de los hábitats naturales presentes antes de estas introducciones piscícolas.

En 2017 se iniciaron los trabajos de descaste de salvelino en el Parque ayudados con un equipo de pesca eléctrica ligero de tipo mariposa. Los trabajos de descaste se realizan en los meses de septiembre y/o octubre, antes de la freza de la especie y aprovechando el estiaje de finales de verano. Se prevé que las tareas de eliminación de la especie del humedal se prolonguen durante varias temporadas más debido a la dificultad de capturar a los individuos más pequeños que se refugian entre las raíces y piedras del cauce (Jaime Bosch. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Com pers.).

7.2.2 Restauración del hábitat original en el Soaso de Ordesa mediante la traslocación de truchas (*Salmo trutta*).

Durante el siglo XX se efectuaron numerosas repoblaciones de trucha común (*Salmo trutta*) en las cabeceras de los valles pirenaicos e incluso en los ibones de alta montaña. A los trabajos llevados a cabo por la propia Administración, se unían las iniciativas personales o colectivas para poder llevar a cabo una pesca, al inicio de subsistencia y más tarde sólo de carácter lúdico y deportivo. Las consecuencias que este hecho tuvo sobre las comunidades de anfibios que ocupaban anteriormente estos hábitats debieron ser desastrosas e imposibles de cuantificar; la voracidad de la trucha desplaza de sus lugares originales a urodelos y anuros, fragmentando sus hábitats y obligándolos a elegir otros subóptimos.

El Parque no ha sido ajeno a estos sucesos. Hoy en día encontramos trucha común a todo lo largo del río Arazas, hasta Cola de Caballo, con un claro origen antrópico. Los estudios genéticos que se han realizado en el Parque muestran líneas genéticas de procedencia tanto atlántica como mediterránea, lo que demuestra su origen *introducido* (Almodóvar A. et al. (2009) *Análisis de la introgresión genética y caracterización de los stocks reproductores de trucha común en Aragón. Estudio de la diversidad genética de doce poblaciones de trucha común. Memoria final. Informes inéditos* Ginés Llorens, E. (2006) *Informe relativo a los resultados genéticos en el ámbito del PNOMP. Informe*

inédito del Servicio de Caza, Pesca y Medio acuático. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente). Esta cuestión ha comprometido las líneas genéticas puras a consecuencia de la hibridación producida, lo que resta valor a la especie desde el punto de vista de la conservación.



Fotografía 7.4 Soaso de Ordesa en el tramo final. La cascada Cola de Caballo al fondo.

Los trabajos de descaste de trucha común en el soaso de Ordesa, en el tramo comprendido entre las Gradas y Cola de Caballo, tienen su origen en recomendaciones de gestión propuestas hace años por investigadores como el Dr. Jordi Serra – Cobo, descubridor de *Rana pyrenaica* y el Dr. David Vieites (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) como medidas para la recuperación y conservación del hábitat de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en el valle de Ordesa. La delicada situación que presenta la rana pirenaica en el valle de Ordesa, con gran parte de las localidades históricas extintas, con un número de individuos muy reducido y con núcleos poblacionales cada vez más alejados unos de otros, compromete la supervivencia de la especie en este valle a medio plazo.

7.3 METODOLOGÍA

Tanto los trabajos de eliminación de salvelino en As Fuens, como los trabajos de descaste de trucha común en el Soaso de Ordesa, se realizaron mediante la técnica de pesca eléctrica con la ayuda de equipos portátiles ligeros, de tipo mariposa.



Fotografía 7.5 Equipo de pesca portátil tipo mariposa usado en el desarrollo del trabajo.

La época del año elegida fue en septiembre, coincidiendo con el máximo estiaje del río Arazas y durante la época de freza de ambas especies. El equipo está compuesto por entre cinco y diez personas, dependiendo de cada actividad; en el caso de eliminación del salvelino de As Fuens, no es necesario tanto personal como para el descaste de truchas en Soaso. En este último caso es necesario el traslado de los peces vivos durante una considerable distancia en recipientes especiales, por lo que al equipo humano dedicado a la pesca y a la medición de los ejemplares, ha de sumarse otro equipo para el traslado de los ejemplares aguas abajo de los sistemas de cascadas que impedirán su regreso.

7.3.1 Eliminación del salvelino (*Salvelinus fontinalis*) del humedal As Fuens en el valle de Ordesa.

Los ejemplares capturados, truchas y salvelinos, fueron medidos y pesados para después ser liberados los primeros (devueltos al cauce principal del río bajo el puente del Fresno) y sacrificados los segundos.



Fotografía 7.6 Ejemplar de salvelino (*Salvelinus fontinalis*) capturado en As Fuens.

Los datos de longitud furcal (mm) de los individuos fueron incluidos posteriormente en una hoja Excel para calcular las clases de edad (los datos se compararon con el modelo de curva de crecimiento de salvelino de Von Bertalanffy) y para representar sus respectivas abundancias relativas. Se estimaron a su vez las probabilidades de captura por clases de edad (p) y el valor de la población total (N) estimado mediante la aplicación de fórmulas de Zippin (1956), basado en la retirada sucesiva de ejemplares sin devolución y las soluciones posteriores de Seber y Le Cren (1967).

7.3.2 Restauración del hábitat en el Soaso de Ordesa mediante el descaste de trucha común (*Salmo trutta*).

Los ejemplares capturados fueron mantenidos vivos en nasas sumergidas en el río para tal efecto. Posteriormente fueron trasladados aguas abajo de las cascadas de las Gradadas de Soaso donde fueron medidos y pesados antes de ser liberados de nuevo en el mismo cauce del Arazas. Para el transporte de las truchas capturadas se usaron mochilas de extinción cargadas de agua. El equipo humano necesario para hacer este

trabajo es considerable (8-10 personas) ya que es necesario contar con frecuentes porteos de ejemplares que hay que ir realizando cada poco tiempo, a la par que se van efectuando las pescas. Se contó para ello con la colaboración de la Asociación de Ciencias Ambientales (ACA) dentro del programa de voluntariado de Parques Nacionales.

Los datos de las mediciones fueron trasladados a fichas de formato Excel para su posterior interpretación (ver Anexo II\capítulo 7).



Fotografía 7.7 Aspecto del río Arazas durante el trabajo de descaste de trucha.

7.4 RESULTADOS

7.4.1 Eliminación del salvelino del humedal As Fuens (valle de Ordesa).

El trabajo de eliminación de salvelino se realizó durante los días 18 de agosto y 2 de septiembre de 2022 en el paraje conocido como As Fuens, en la parte media del valle de Ordesa.

El regato de As Fuens desemboca en el río Arazas, por lo que como en años anteriores, también se realizó una pasada en el cauce del río principal para saber si el salvelino colonizaba los tramos próximos al humedal; al igual que en años anteriores sólo se comprobó la presencia de trucha común.

A continuación, se sintetizan en una serie de tablas y gráficos cuales fueron los resultados de las capturas obtenidos en el trabajo de descaste en la presente temporada 2022. El trabajo consistió en la realización de cuatro pasadas con equipos de pesca eléctrica sobre el cauce del humedal en toda su longitud y, en la retirada de todos los ejemplares detectados.

Los ejemplares recuperados fueron contabilizados y medidos tras cada pasada efectuada. Los salvelinos se sacrificaron, mientras que las truchas fueron liberadas al río Arazas, en su cauce principal. Las pasadas por el humedal se realizaron a paso muy lento, de forma muy meticulosa procurando que no escapara ningún pez.

	<i>Salvelinus fontinalis</i>	1ª pasada	2ª pasada	3ª pasada	4ª pasada	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	0	0	0	0	0
1+	De 8 a 16 cm	2	0	1	0	3
2+	De 16 a 24 cm	2	0	0	0	2
3+	Más de 24 cm	0	0	0	0	0
	TOTAL	4	0	1	0	5

Tabla 7.1 Capturas de Salvelino (*Salvelinus fontinalis*) realizadas en 2022. Primer día.

	<i>Salmo trutta</i>	1ª pasada	2ª pasada	3ª pasada	4ª pasada	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	7	1	4	0	12
1+	De 8 a 16 cm	14	3	6	3	26
2+	De 16 a 24 cm	8	1	1	0	10
3+	Más de 24 cm	0	0	0	0	0

TOTAL	29	5	11	3	48
-------	----	---	----	---	----

Tabla 7.2 Capturas de Trucha común (*Salmo trutta*) realizadas en 2022. Primer día.

	<i>Salvelinus fontinalis</i>	1ª pasada	2ª pasada	3ª pasada	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	0	0	0	0
1+	De 8 a 16 cm	1	0	0	1
2+	De 16 a 24 cm	1	0	0	1
3+	Más de 24 cm	0	0	0	0
	TOTAL	2	0	0	2

Tabla 7.3 Capturas de Salvelino (*Salvelinus fontinalis*) realizadas en 2022. Segundo día

	<i>Salmo trutta</i>	1ª pasada	2ª pasada	3ª pasada	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	0	0	0	0
1+	De 8 a 16 cm	6	0	0	6
2+	De 16 a 24 cm	1	1	0	2
3+	Más de 24 cm	0	0	0	0
	TOTAL	7	1	0	0

Tabla 7.4 Capturas de Trucha común (*Salmo trutta*) realizadas en 2022. Segundo día.

	<i>Salvelinus fontinalis</i>	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	0
1+	De 8 a 16 cm	4
2+	De 16 a 24 cm	3
3+	Más de 24 cm	0
	TOTAL	7

Tabla 7.5 Total de capturas de Salvelino (*Salvelinus fontinalis*) realizadas en 2022 en As Fuens

	<i>Salmo trutta</i>	TOTAL
0+	De 0 a 8 cm	12
1+	De 8 a 16 cm	32
2+	De 16 a 24 cm	12
3+	Más de 24 cm	0
	TOTAL	56

Tabla 7.6 Total de capturas de Trucha común (*Salmo trutta*) realizadas en 2022 en As Fuens

Lo primero que llama la atención es el escaso número de capturas de salvelino, a pesar del esfuerzo de muestreo invertido (cuatro pasadas en toda la longitud del humedal) lo que viene a indicar que queda un núcleo poblacional muy reducido.

En las siguientes gráficas se representa cuáles han sido las estructuras poblacionales encontradas en los ejemplares de salvelino y trucha en As Fuens esta temporada.

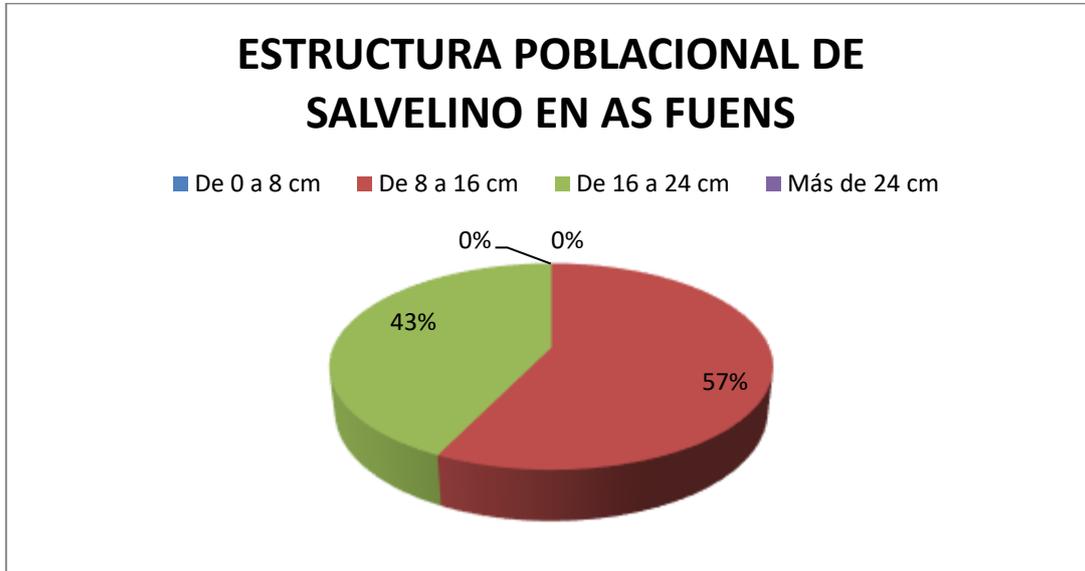


Figura 7.1 Estructura poblacional de salvelino (*Salvelinus fontinalis*) en 2022 en As Fuens

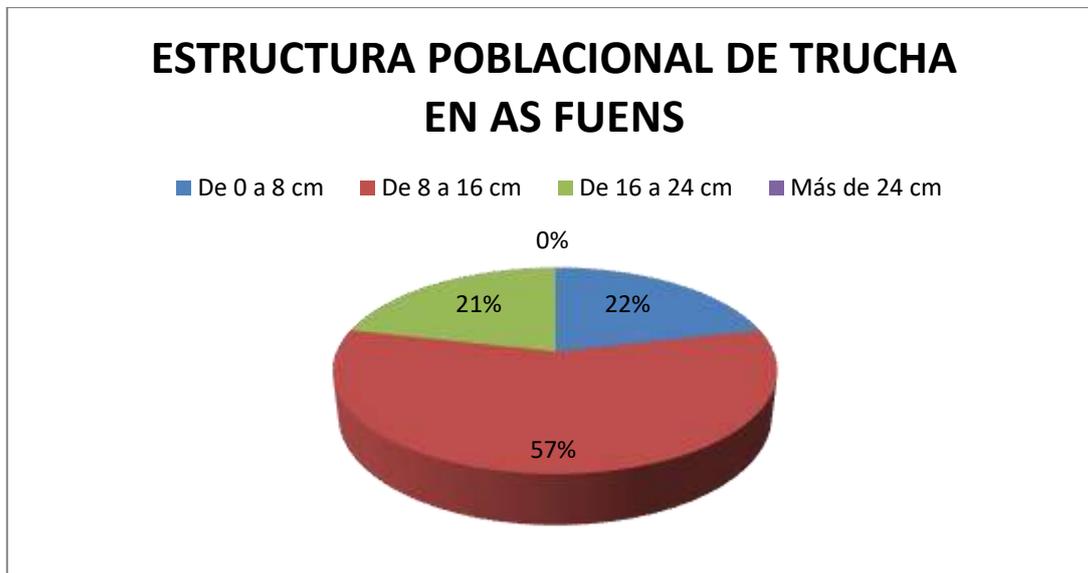


Figura 7.2 Estructura poblacional de trucha común (*Salmo trutta*) en 2022 en As Fuens

Destaca a su vez la ausencia de capturas de ejemplares de la clase 0+ lo que podría indicar la ausencia de reproducción y reclutamiento de la especie la temporada pasada.

También las capturas escasas de ejemplares adultos este año confirman ya la escasez de reproductores del humedal.

El salvelino freza a finales de verano y principios de otoño; la eclosión de los huevos se produce tras 95-100 días. Como se han realizado las pescas eléctricas a principios de octubre, los individuos de la clase 0+ han tenido unos 260-265 días de crecimiento, tras los cuales, los que menos han crecido en ese periodo han rondado los 4 centímetros y los que más, 8 centímetros, siendo la media de ± 6 cm en 0,7 años. Por ello, podrían alcanzar una longitud furcal de hasta 8,5 cm en un año con una tasa de crecimiento mensual de 0,71 cm/mes. Estos crecimientos registrados son similares a los que se apuntan en la bibliografía temática (*Granados 2006; Sánchez, 2007*).

A continuación se sintetizan mediante una serie de gráficas los resultados relativos a cual ha sido el historial de capturas totales de salvelino y también por clase de edad.

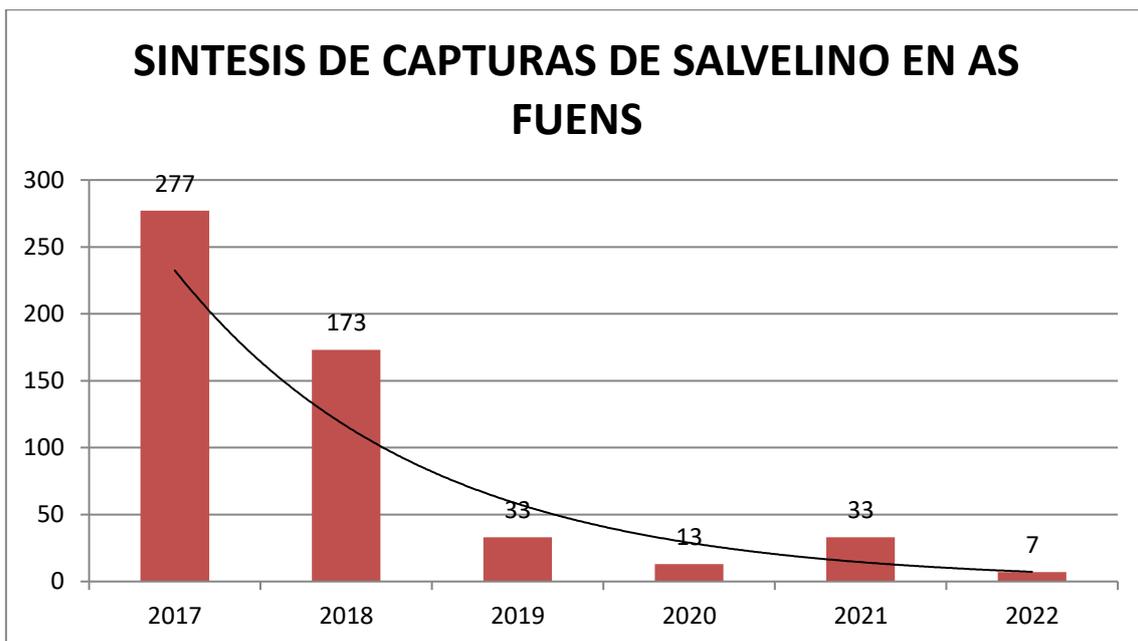


Figura 7.3 Capturas totales de salvelino en As Fuens en los seis años de estudio.

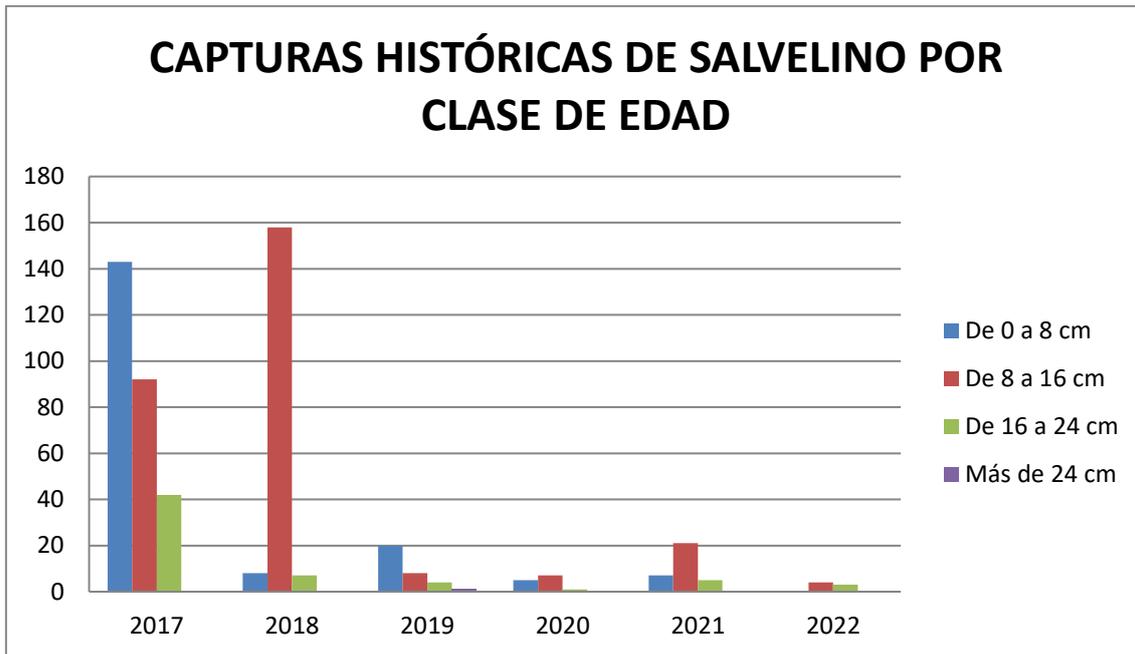


Figura 7.4 Capturas por clase de edad de salvelino en As Fuens en cada temporada (en número).

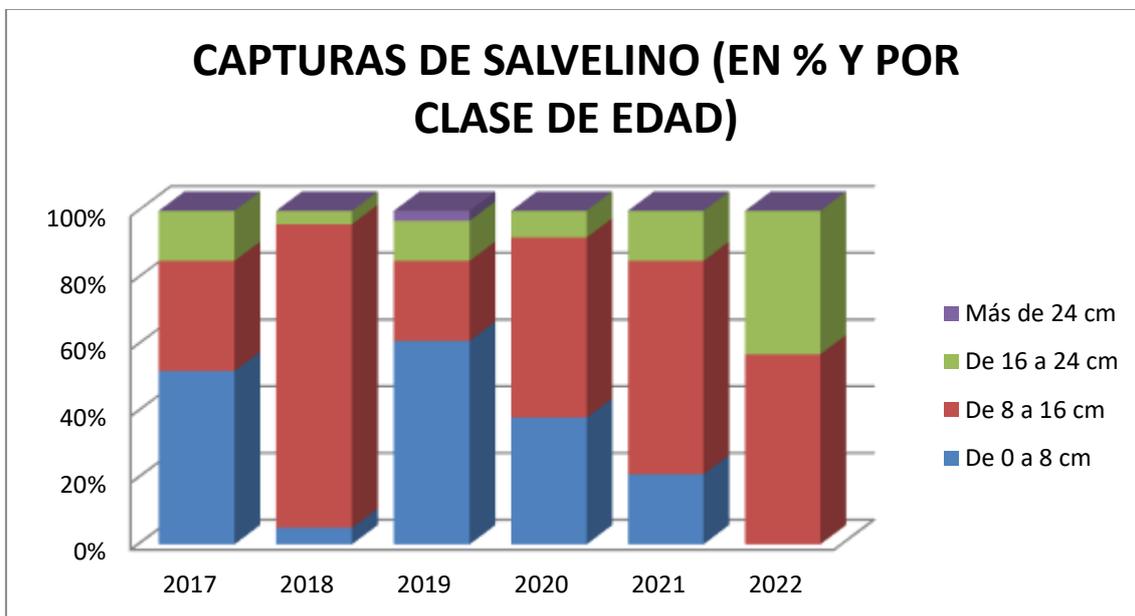


Figura 7.5 Capturas por clase de edad de salvelino en As Fuens en cada temporada (en porcentaje).

Se puede observar la población original, tal y cómo estaba estructurada en 2017 y cómo ha ido evolucionando tras los trabajos de descaste; el núcleo estructurado presente en 2017, en el segundo año ya quedó muy diezmado, en todas las clases de edad, destacando un pico de ejemplares 1+ procedente de los alevines no capturados “del año” en 2017. A partir del año 2018 se observa una reducción de todas las clases de edad, destacando los resultados de 2022 donde al parecer, ya no se ha producido reproducción ni reclutamiento, al menos en 2021.

A continuación, se representa en una gráfica cual ha sido la relación entre la longitud furcal (mm) y el peso (gr), en el salvelino, en una muestra de $n=200$ ejemplares que fueron medidos y pesados en el desarrollo de los trabajos.

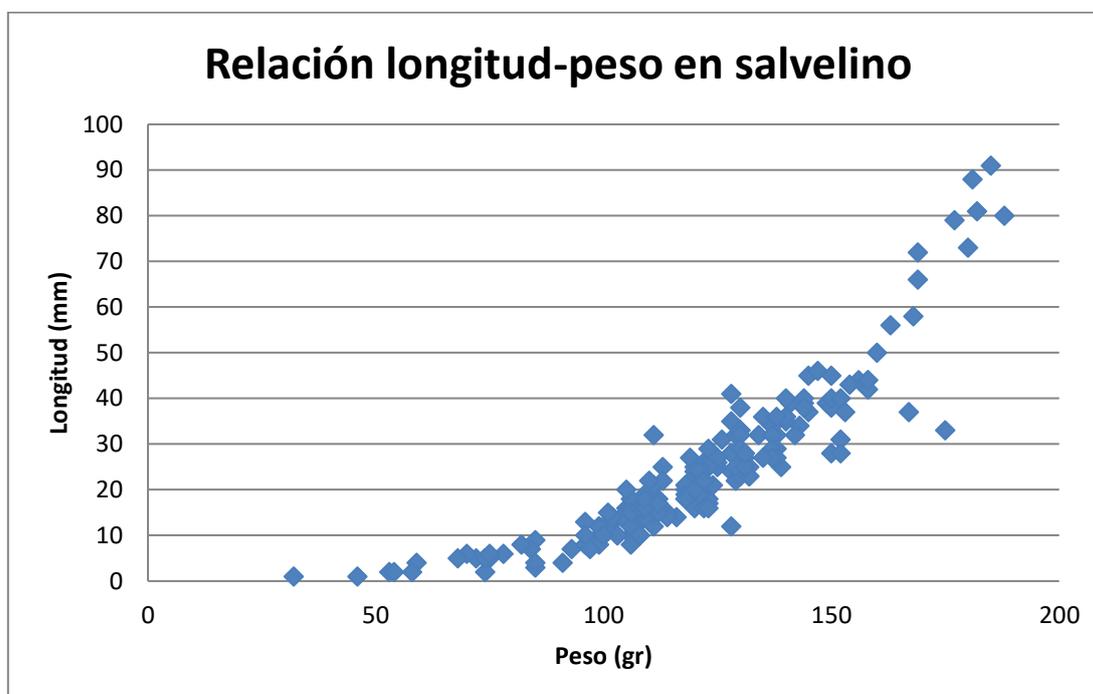


Figura 7.6 Relación longitud-peso en salvelino ($n=200$) en As Fuens.

Por otro lado, en las siguientes gráficas se sintetiza cual ha sido la evolución en las capturas de trucha común (en número y en porcentaje por clase de edad) en las seis temporadas de estudio en el humedal. Se observa una reducción progresiva de los números en las capturas con el paso de los años y todo parece indicar que no se está produciendo una recolonización natural “suficiente” de los hábitats -partiendo de

ejemplares de trucha del cauce principal- que permita la recuperación hasta la capacidad de carga. Será complicado también mientras se sigan manteniendo los esfuerzos de descaste anuales.

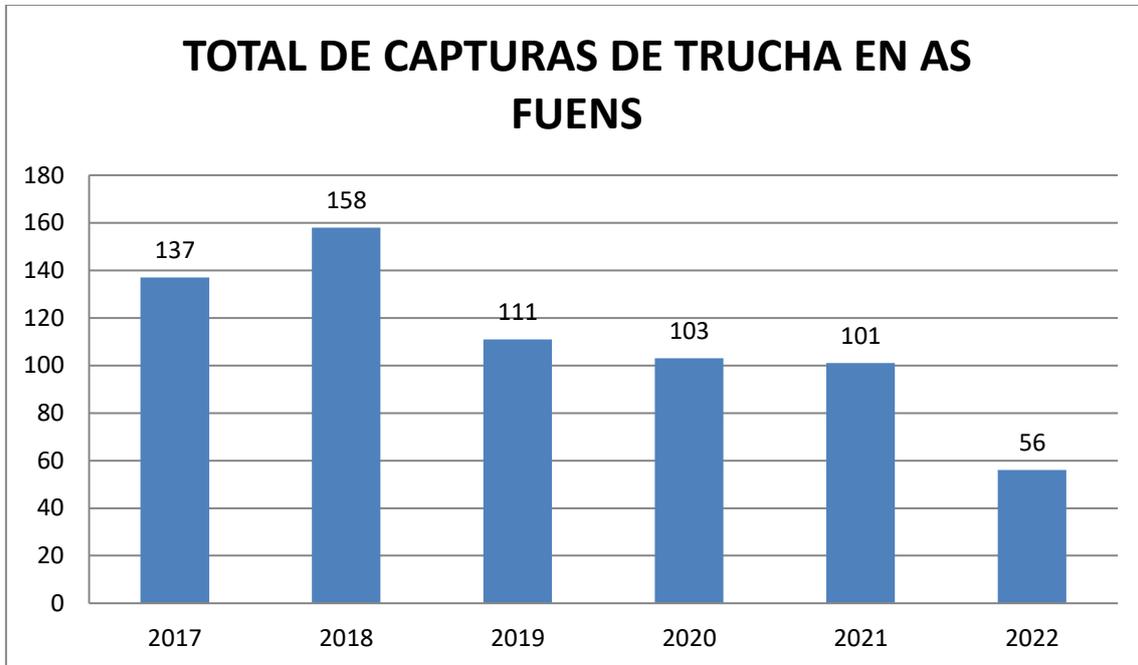


Figura 7.7 Capturas totales de trucha en As Fuens al año en el periodo 2017-2022.

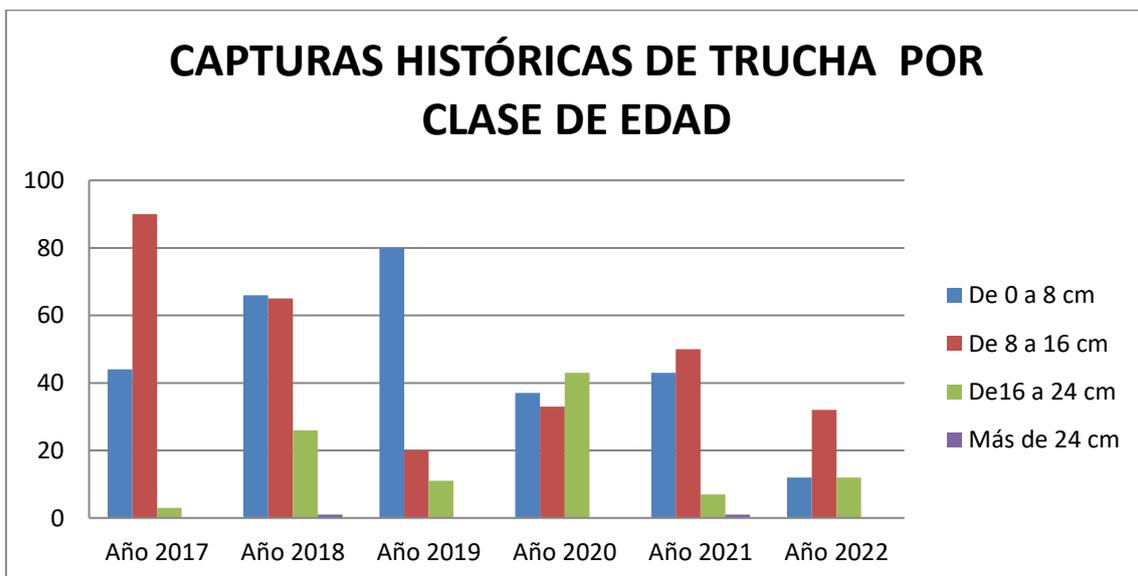


Figura 7.8 Capturas por clase de edad de trucha en As Fuens en cada temporada (en número).



Figura 7.9 Capturas totales de trucha (por clase de edad, en porcentaje) en As Fuens en el periodo 2017-2022.

Con los datos de las capturas de salvelino, se han podido calcular las probabilidades de captura de las distintas clases de edad y con ellas, a través de una serie de aproximaciones matemáticas (Zippin, Serber y Lecren), estimar el tamaño de la población total de salvelino (y por clases de edad) presente en As Fuens.

Analizando los datos con sólo la primera y segunda de las pasadas resulta una estima de la población para 2022 en el humedal nos da un intervalo de confianza entre 0 y 10 ejemplares, si se tienen en cuenta las capturas de las cuatro pasadas realizadas el primer día de trabajo en As Fuens, no se puede calcular la clase 0+, y con las clases 1+ y 2+ se apunta una estima comprendida entre 2 y 9 individuos. Los cálculos realizados pueden encontrarse en el archivo Excel cálculos_salvelinos_2022.xls que se adjunta en el anexo I\capítulo 7.

Edad	Total capturas	N estimadas	Error estándar	IC (95%) Inferior	IC (95%) Superior
Clase 0+	0	-	0	-	-
Clase 1+	4	3	0,96	2	5
Clase 2+	3	2	1	0	4
Total	7	5	1,89	2	9

Tabla 7.7 Estima de la población existente de salvelino en As Fuens en base a las capturas realizadas; error estándar e intervalo de confianza (IC).

7.4.2 Restauración del hábitat en el Soaso de Ordesa mediante el descaste de trucha común (*Salmo trutta*).

Este año se llevó a cabo la quinta campaña de retirada de trucha común (*Salmo trutta*) en el tramo de río Arazas comprendido entre las Gradas de Soaso y la cascada Cola de caballo.



Fotografía 7.8 Pesca eléctrica de trucha en el Soaso de Ordesa.

Se trabajó sobre dos tramos distintos, ya que parte del río se encontraba filtrado. El primero de ellos comprendió unos 400 metros de longitud, iniciándose justo aguas abajo de la cascada de la cola de Caballo y acabando en el punto donde el agua se infiltraba. El segundo tramo, de una longitud similar al primero, se situó justo aguas arriba del paraje Gradas de Soaso y abarcó, desde el punto en que el agua de nuevo recuperaba la superficialidad, hasta los primeros resaltes de las Gradas.

Los trabajos se realizaron el día 4 de octubre, en pleno estiaje, para aprovechar los periodos de mínimo caudal en el río, facilitando de esta manera la realización de las pescas. La acusada sequía de las últimas temporadas ha favorecido la retirada de los peces, encontrándose largos tramos del río completamente infiltrados.

El traslado de las truchas aguas abajo de la zona de cascadas para su suelta, se realizó eficazmente gracias a la tarea de un buen número de personas que portearon las pesadas mochilas. Las tareas de pesca, mediciones y toma de datos contaron con un equipo numeroso y capaz que agilizó y dinamizó la tarea, no produciéndose bajas entre los ejemplares capturados.



Fotografía 10.9 Equipo de trabajo en el Soaso de Ordesa.

Como resultado de los muestreos, en 2022 se han capturado y retirado un total de 284 individuos de trucha común. Los ejemplares fueron devueltos al río en un tramo situado unos 200 metros aguas abajo del comienzo de las Gradas de Soaso; la existencia de varias cascadas impedirá que las truchas puedan remontar y colonizar de nuevo este tramo.



Fotografía 10.10 Inicio del sistema de cascadas de As Gradas, barrera natural que separa el Soaso de la parte media del valle de Ordesa.

Se representan en una serie de gráficas cómo se desarrollaron las capturas y cómo está estructurada la población de trucha del río Arazas tras los trabajos de descaste iniciados hace cuatro temporadas.

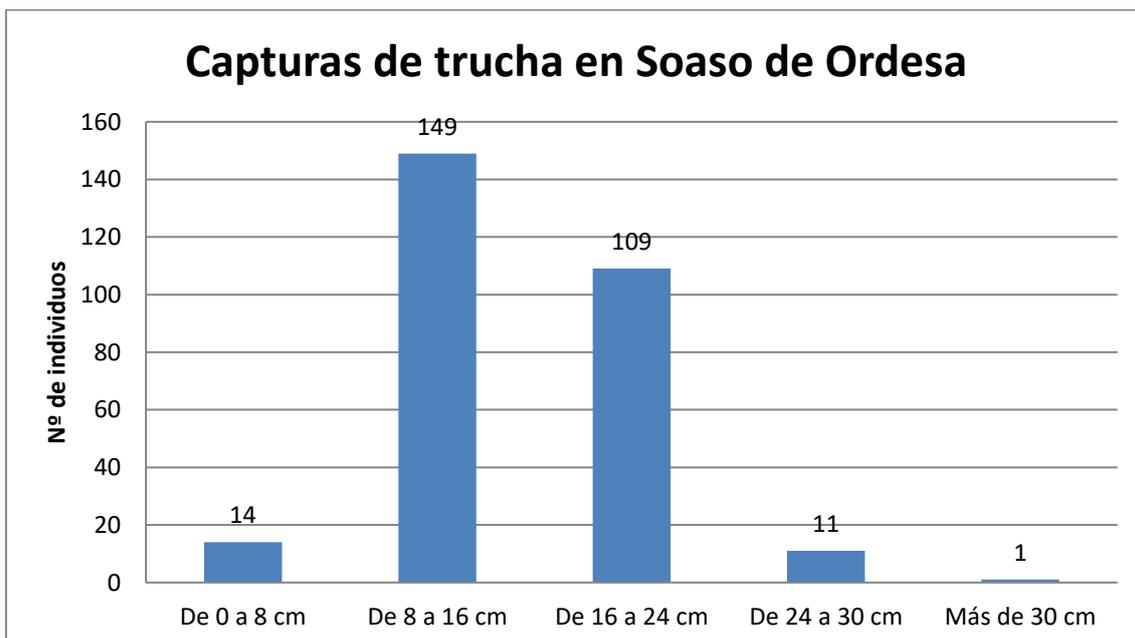


Figura 7.10. Capturas de trucha en río Arazas tramo Soaso-Cola de Caballo en 2022.

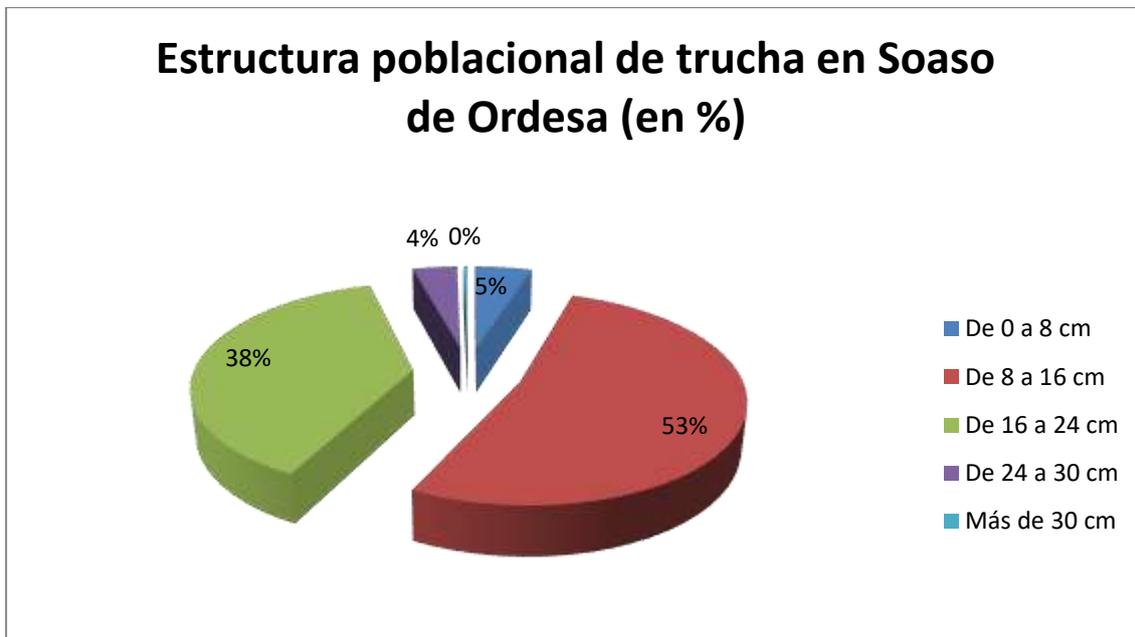


Figura 7.11 Estructura poblacional de la trucha en el río Arazas en el Soaso de Ordesa en 2022.

A continuación, se compara mediante una serie de gráficos cómo ha ido la evolución en el número de capturas de trucha a lo largo de las temporadas 2018 (Total: 736 individuos), 2019 (Total: 459), 2020 (Total: 325) y 2021 (Total:160). En total se han retirado del tramo de estudio un total de 1.865 individuos de trucha en estos cinco primeros años de trabajo. Habría que indicar, que esta temporada, se ha podido contar con dos equipos de trabajo a la vez para hacer el descaste, por lo que el esfuerzo de muestreo respecto a otros años se ha duplicado. Es por ello por ejemplo que se observa ese repunte de capturas este año de trucha respecto del año pasado.

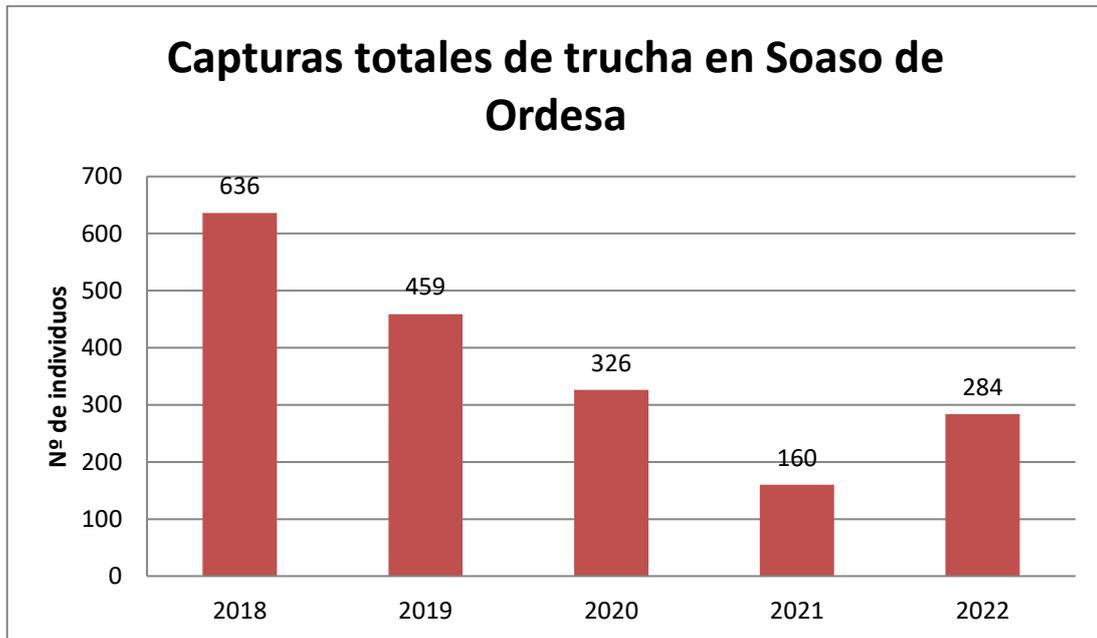


Figura 7.12 Capturas totales de trucha en el río Arazas (Soaso de Ordesa) en el periodo de estudio 2018-2022

Se representa en la gráfica también como ha aparecido cada año estructurado el núcleo poblacional de trucha (en porcentaje) para ver cómo ha ido su evolución temporal.

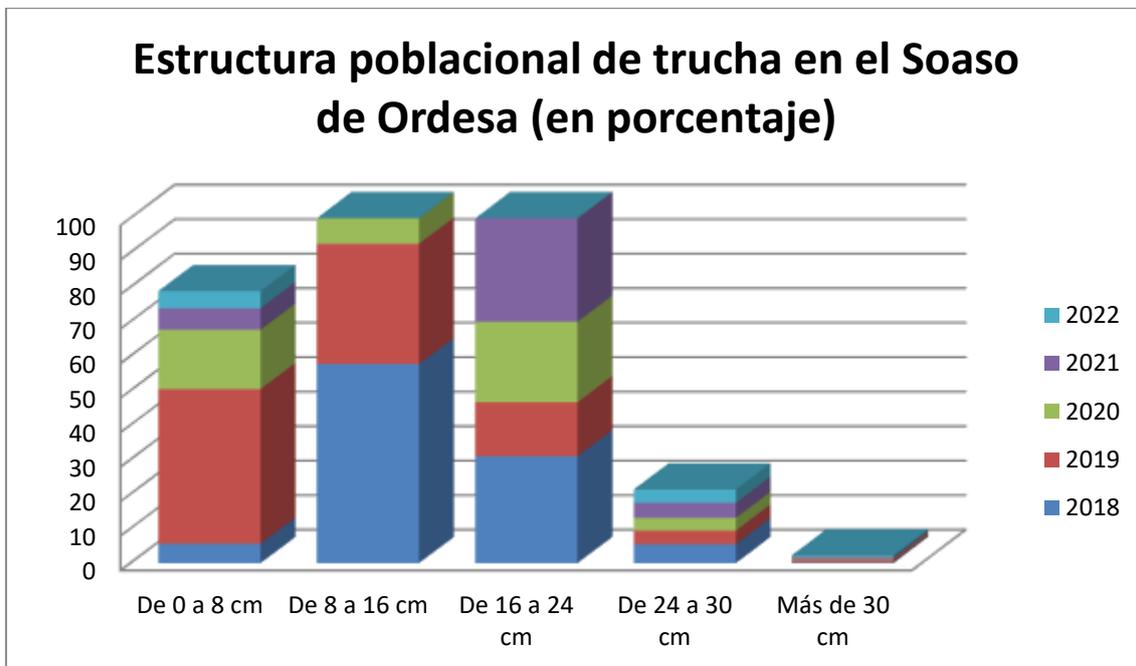


Figura 7.13 Evolución en la estructura poblacional de trucha en el río Arazas (Soaso de Ordesa) en el periodo de estudio 2018-2022.

Por último, se representa en un gráfico cual ha sido la longitud entre la longitud furcal (mm) y el peso (gr.) encontrada en las truchas capturadas (n=284) en el río Arazas en el Soaso de Ordesa en la presente temporada.

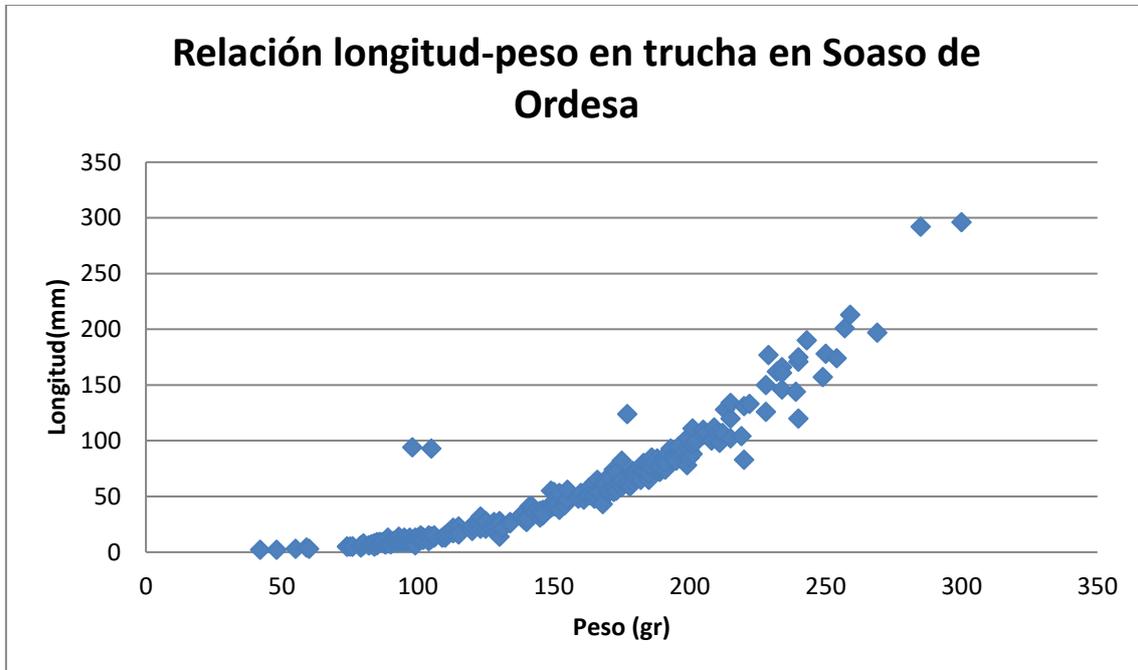


Figura 7.14 Relación longitud furcal (mm) y peso (gr) en las truchas capturadas en el río Arazas (Soaso de Ordesa) en 2022.

7.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Se ha desarrollado la sexta temporada de control y eliminación de salvelino (*Salvelinus fontinalis*) en el humedal *As Fuens* del valle de Ordesa, con la captura y retirada de siete ejemplares. A lo largo de estos seis años de trabajo se ha conseguido la retirada de 536 ejemplares del humedal (277 individuos en 2017, 173 en 2018, 33 en 2019, 13 en 2020, 33 en 2021 y 7 en 2022).

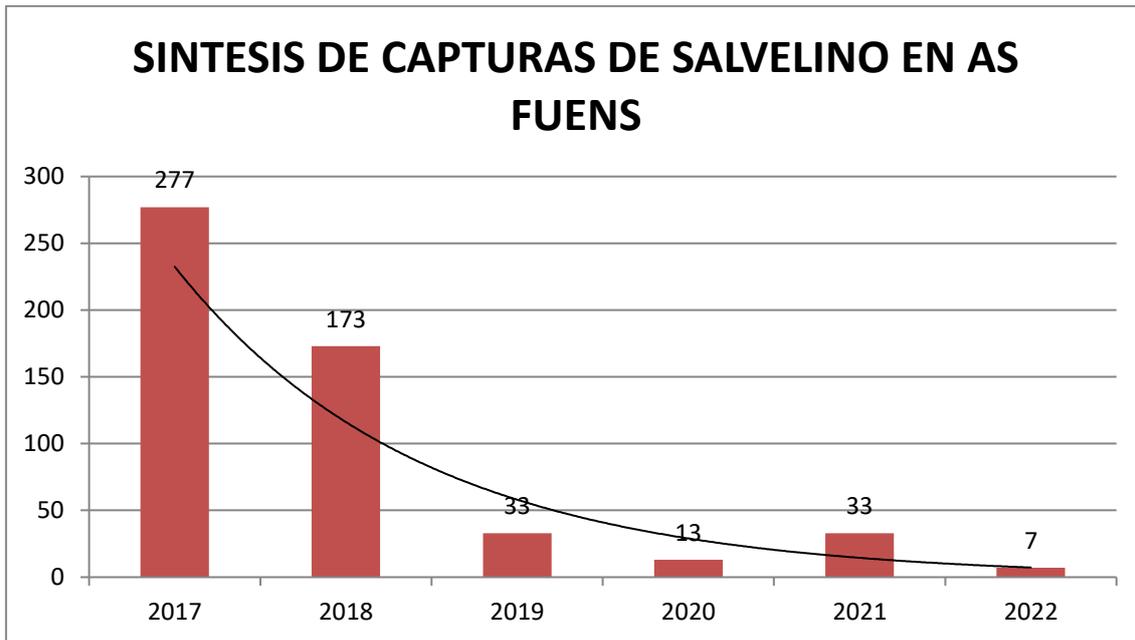


Figura 7.15 Capturas totales de salvelino en As Fuens en los seis años de estudio.

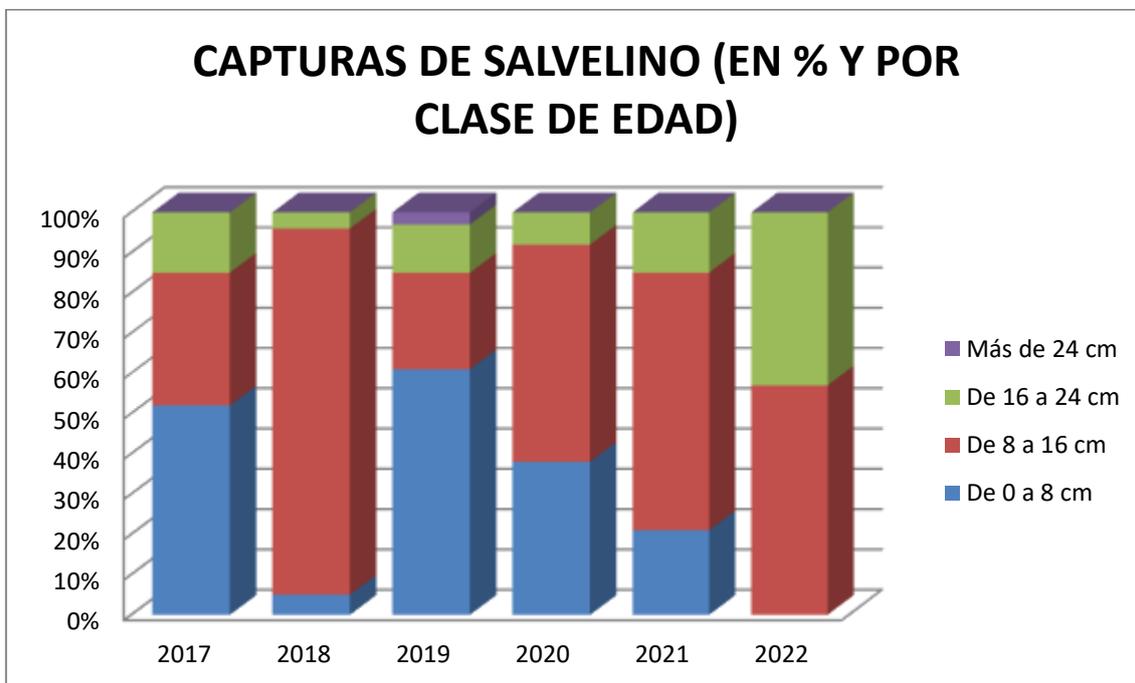


Figura 7.16 Evolución en las estructuras poblacionales de salvelino en As Fuens

Se considera que el grueso del núcleo poblacional está ya retirado del humedal y que se están extrayendo, los últimos ejemplares presentes en el mismo; además la no

captura de ejemplares de la clase 0+ apunta a que el año pasado no hubo ni reproducción ni reclutamiento anual. Deberán continuarse los trabajos en sucesivos años para ver si se ha logrado la erradicación definitiva.

En relación con la estructura poblacional, se han detectado tasas de crecimiento muy similares a las citadas en algunas lagunas sitas en la Sierra de Gredos (*Granados, 2006: (0+) 85 mm y (1+) 154mm, (2+) 205 mm y (3+) 240 mm (3+) y Sánchez en 2007: 138 mm (1+), 188 mm (2+) y 260 mm (3+), en 2007*), con crecimientos que rondan los ocho centímetros al año durante los dos primeros años de vida.

El ejemplar capturado en el humedal con mayor longitud furcal ha presentado una longitud furcal 179 mm, se podría identificar con un individuo de tres años de edad, algo también coherente con lo apuntado en la bibliografía, en la que se indica que no suelen superar los cuatro años de vida en medios lóticos ibéricos (*Lozano-Cobo, 1964; Granados et al., 2006; Sánchez et al., 2007*), mientras que otros autores apuntan que pueden vivir más de 5 a 8 años (*Ribeiro et al., 2008*); en las poblaciones situadas en lagos de montaña, al parecer los individuos pueden ser mucho más longevos.

Respecto a la madurez sexual de los ejemplares, se ha podido confirmar que algunas hembras de la clase 1+, en su segundo año de vida, con tamaños comprendidos entre 8 y 16 cm, ya se encontraban llenas de huevos. Esta cuestión es coincidente con lo observado por Becker (1983), que apuntó que un 80 % de las hembras eran reproductoras clase 1+ con un tamaño mínimo de 127 mm. También se ha podido comprobar la presencia de huevos en hembras en septiembre-octubre, lo que viene a confirmar las observaciones apuntadas del periodo reproductor en octubre-diciembre (*Doadrio, 2002*). De los 7 salvelinos capturados en 2022 en As Fuens, 2 de ellos presentaron huevos en desarrollo.

Se sintetizan en el siguiente gráfico la evolución que se ha producido en el número de capturas, en números totales, de trucha y salvelino en el humedal As Fuens tras la realización de los trabajos de descaste poblacional.

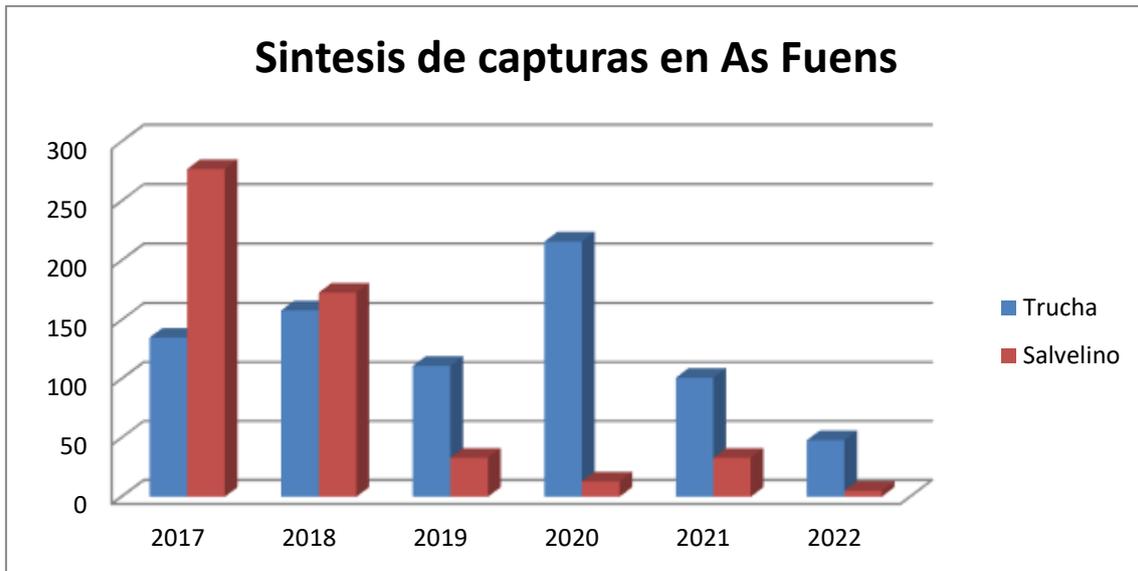


Figura 7.17 Capturas totales de salvelino y trucha en As Fuens

Puede comprobarse la disminución progresiva en el número de salvelinos capturados con los años, no así en el caso de la trucha, al poder recolonizar el humedal con individuos procedentes del río. En la trucha, en 2018 se produjo un repunte en las capturas –asociado quizá al descenso en número de salvelino - si bien éste no continuó en 2019, quizá a consecuencia de que, con la retirada de ejemplares reproductores hacia el río, éstos hayan tenido dificultad para recolonizar el humedal; no obstante, en 2020, esa tendencia creciente de las capturas de trucha reaparece pero de nuevo los números vuelven a caer en las temporadas 2020 y 2021. La desaparición del salvelino no ha conllevado un aumento en los números poblacionales de trucha en el humedal.

En relación con la retirada de ejemplares de trucha común, en el Soaso de Ordesa, en la presente temporada se ha podido trabajar muy bien en el río a consecuencia de los bajos niveles de agua circulantes. Como resultado de los trabajos se han retirado de este tramo fluvial un total de 284 individuos en 2022, haciendo un total de 1.865 ejemplares retirados en las cinco campañas de descaste efectuadas hasta la fecha.

Del mismo modo que en temporadas anteriores, en un sub-tramo de las Gradass de Soaso, hay una badina profunda que no ha podido ser muestreada eficazmente con el equipo de pesca eléctrica de tipo mariposa, a consecuencia de su considerable profundidad (más de 2 metros). Sería necesario contar para la próxima temporada, la compra y el uso de redes de agalla, para poder capturar las truchas allí presentes, para evitar que estas sigan produciendo algo de reclutamiento en el tramo objeto de estudio.

7.6 BIBLIOGRAFÍA

Bosch, J. et al 2006. Effects of Introduced Salmonids on a Montane Population of Iberian Frogs. *Conservation Biology* Volume 20, No. 1, February 2006

Bosch, J. et Fernández Beaskoetxea, S. 2014. Quince años de seguimiento de las poblaciones de anfibios del macizo de Peñalara (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Madrid). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 25 (2).

Cucherousset, J. and Olden, J.D. 2011. Ecological Impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, vol.36 nº 5 Mayo pp 215-230.

Doadrio I. (ed.) 2001. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 364p.

Domrose, R.J.1960 Age and Growth of brock trout (*Salvelinus fontinalis*) in Montana. Tesis doctoral. Montana State College

García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M.-J., Casals, F., Merciai, R. 2015. Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica. *Ecosistemas* 24(1): 36-42. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.07

Granados, I. et al. 2006 Laguna grande de Peñalara, 10 años de seguimiento limnológico. Serie técnica del Medio Natural. Consejería de medio ambiente y ordenación del territorio.

Knapp, R. A., K. R. Matthews & O. Sarnelle, 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71: 401–421.

Miró, Alexandre and Ventura, Marc. 2013. Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167 (2013) 17–24

Pino del Carpio, Miranda, R. and Puig, J. 2010. Non native fish management in Biosphere Reserves. *Manag. Biolog. Invasions*, 1:13-33.

Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., Moyle, P. B. (2008). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*, 10: 89–102.

Sánchez, J., Cobo, F., González, M. A. (2007). Biología y la alimentación del salvelino, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), en cinco lagunas glaciares de la Sierra de Gredos. *Nova Acta Científica Compostelana*, 16: 129–144.

Sánchez-Hernández, J, and Cobo F. 2019. Salvelino – *salvelinus fontinalis*. En “Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. López, P., Garcia-Berthou, E. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Tiberti, R. and al. 2016. The diet of introduced brook trout (*Salvelinus fontinalis*; Mitchell, 1814) in an alpine area and a literature review on its feeding ecology. *Journal of Limnology*, 75 (3) 488-507.

Tiberti, R., von Hardenberg, A. and Bogliani, G. 2013. Ecological impacts of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiología*, october 2013.

Ventura, M. et al. 2016. Efecto de la introducción de peces en la conservación de anfibios y crustáceos de lagos de alta montaña. *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2011-2014*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

Ventura, M. 2015. Conservación de hábitats y especies acuáticas de la alta montaña del Pirineo. *Boletín digital LIFE+LIMNOPIRINEUS / Núm. 01 · Abril 2015*.
<http://www.lifelimnopirineus.eu>.

Recursos en internet

Web con información sobre el salvelino. <http://invasiber.org>

www.lifelimnopirineus.eu

CAPÍTULO 8. SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

PROPUESTA RB-24020

Memoria 2022



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN



Unión Europea
Fondo Europeo Agrícola
de Desarrollo Rural
Europa invierte en las zonas rurales



SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PNOMP

Memoria 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. Doctor en biología. Dirección del informe.

Ignacio Gómez. Técnico 1. Coordinación y redacción del informe.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Trabajo de campo, redacción del informe y cartografía.

Fernando Carmena. Auxiliar técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

Lara Ramos. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo y redacción de informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Revisión del informe.

Ana Trujillano Dorado. Técnico 2. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP – Gobierno de Aragón.

Ramón Castillo. APN. Trabajo de campo y coordinación de la guardería.

José María Miranda. APN. Trabajo de campo.

Carlos Benedé. APN. Trabajo de campo.

Diego Araque. APN. Trabajo de campo.

Rafael Jiménez. APN. Trabajo de campo.

SARGA

Albert Garzón. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Javier Estradera. Capataz SARGA en el PNOMP

Pablo Mairal. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

Dr. Emilio Virgós Cantalapiedra. Coordinación y redacción del informe (Gato montés).

Prácticas formativas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

*"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:
Europa invierte en zonas rurales"* (operación del PDR 7.1.a).

Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno, P., Carmena, F. y Villaespesa, F. 2022. Capítulo 8. Seguimiento de meso mamíferos mediante fototrampeo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

CONTENIDOS

CAPÍTULO 8. SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	406
8.1 RESUMEN	410
8.2 INTRODUCCIÓN	411
8.3 METODOLOGÍA	415
8.4 RESULTADOS	417
8.4.1 Localización y esfuerzo de muestreo	417
8.4.2 Comunidad de mamíferos detectada	422
8.4.3 Estudio específico sobre gato montés	440
8.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	447
8.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	450

8.1 RESUMEN

Durante la temporada 2022 se ha continuado con el estudio sobre el seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España, coordinado por la Universidad Rey Juan Carlos y la Asociación Bastet Conservation.

Se han muestreado el cañón de Añisclo, el valle de Escuaín y el de Pineta, todos ellos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) y su zona periférica inmediata. El estudio se ha realizado mediante cámaras de fototrampeo, con un total de 36 cámaras instaladas (12 por valle) durante un periodo de 6 meses (2 meses por valle) y revisiones periódicas cada quince días.

Los resultados obtenidos han sido realmente sorprendentes, habiendo detectado gato montés en 29 de las 37 cámaras instaladas en el total del territorio abarcado en los 3 valles, lo que supone un 78,37%.

El sector con mayor número de localidades positivas para la presencia de gato montés ha sido el valle de Escuaín, donde se ha detectado la especie en 11 de 12 localidades (91,66%). Tanto en Añisclo como en Pineta el número de localidades positivas para la especie es de 9, lo que corresponde a un 69,23% en el caso de Añisclo (donde se instalaron 13 cámaras) y a un 75% en el caso de Pineta (donde se instalaron 12 cámaras).

Este trabajo ha permitido proseguir con los seguimientos de mesomamíferos del Parque Nacional en territorio forestal, constatando la presencia en estos territorios de 15 especies de mesomamíferos silvestres.

A tenor de los resultados, se puede decir que la experiencia ha estado bien dirigida y coordinada, contando los numerosos actores implicados en el proyecto con todo el material físico y humano necesario para la realización del trabajo.

Toda la información generada, casi 90Gb, ha sido organizada y tratada tanto para las necesidades particulares del estudio sobre gato montés, como para los trabajos de inventariado y monitorización englobados en el programa de seguimiento ecológico del PNOMP.

8.2 INTRODUCCIÓN

En la península ibérica los mamíferos conforman un grupo faunístico complejo, con varios órdenes, bastantes familias y numerosas especies, algunas de las cuales son verdaderos emblemas de nuestra fauna. En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) encontramos 50 especies pertenecientes a los órdenes de los insectívoros (sorícidos y tálpidos, con 5 especies), quirópteros (rinolófidos, vespertiliónidos y molósidos, con 19 especies), carnívoros (cánidos, úrsidos, mustélidos, vivérridos y félidos, con 10 especies en total), artiodáctilos (suidos, cérvidos y bóvidos, con 5 especies presentes), roedores (esciúridos, múridos y glíridos, con 10 especies) y lagomorfos (lepóridos, con 1 especie constatada hasta el momento).

Tradicionalmente, la información existente sobre los mamíferos de una región o incluso a una escala geográfica menor, a nivel casi de localidad, ha sido siempre escasa y fragmentada, a veces con límites de distribución que coinciden sospechosamente con los administrativos y, con el arrastre de ciertos errores en base a datos que se prolongan en el tiempo. En el Parque Nacional se suponía, hasta hace poco tiempo, la presencia del desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*). Tampoco se conocía con exactitud la pluralidad del orden de los quirópteros, ni la compleja comunidad de insectívoros y roedores. Así mismo, entre los mesomamíferos, hay numerosas especies de las que se desconocen aspectos tales como la densidad, la tendencia poblacional o incluso la distribución espacial en el territorio protegido.



Fotografía 8. 1 (Izda.) Sarrio (*Rupicapra p. pyrenaica*). **Fotografía 8. 2** (Dcha.) Marmota (*Marmota marmota*). Mamíferos más representativos del PNOMP.

El conocer estos aspectos de las diferentes especies o comunidades de mamíferos, es vital para la gestión y conservación de los espacios; sólo de esta manera se pueden sacar

conclusiones sobre el estado de las poblaciones, los requerimientos de hábitat y los impactos antrópicos (Williams et al., 2002).

Para el estudio de los mamíferos encontramos múltiples metodologías adaptadas a sus variadas formas, hábitos y características biológicas. En el caso que nos ocupa, el estudio de los mesomamíferos, existen diferentes aproximaciones que se pueden hacer según la especie objetivo del estudio: trampas de pelo y de huellas, recorridos de muestreo nocturnos y diurnos a pie o en vehículo, recogida de muestras de excrementos para su análisis morfológico o genético, óptica dotada con visión infrarroja, equipos grabadores de sonido para quirópteros junto con programas que discriminan e identifican a las diferentes especies, cámaras de fototrampeo, etc.



Fotografía 8. 3 Instalación de una cámara de fototrampeo en el PN.

En cuanto a las cámaras de fototrampeo, vemos que su uso se ha popularizado durante estas últimas décadas, sobre todo al desarrollarse y abaratare en gran manera los equipos fiables y de calidad. Hoy en día las cámaras más asequibles para el gran público (>70€) ofrecen la posibilidad de grabar en infrarrojos, disparar continuamente de día y de noche, hacer “*Time – lapse*” y otras opciones hasta hace poco impensables. Para los científicos, ofrecen un método de estudio apenas invasivo, que permite la identificación individual de los ejemplares, el sexo, la edad, estado de salud... (Karanth, 1995; O’Connell et al., 2011). Evita también el sesgo del observador en el campo y la mayoría de las dudas en cuanto a la especie *capturada*.

Dentro del programa de seguimiento ecológico del PNOMP, se vienen desarrollando desde 2012 sucesivas campañas encaminadas a la monitorización de especies bioindicadoras mediante fototrampeo, centradas en los mesomamíferos y en particular en los carnívoros, considerados indicadores de un alto valor del estado de conservación de los hábitats donde se encuentran (Palomares et al., 2011 y Millán et al., 2001).

Durante este periodo 2012 – 2022 se han colocado cámaras en muy diferentes zonas del Parque Nacional, intentando cubrir en su totalidad las áreas con mayor biodiversidad de mamíferos, como son las zonas de fondo de valle y los collados supraforestales a baja cota. Se ha conseguido conocer mejor la comunidad de mesomamíferos, con la incorporación del ciervo (*Cervus elaphus*) a la misma, documentar el efecto de determinadas epizootias, como en el caso del pestivirus del sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*), detectar anomalías en el uso público, comprobar la presencia de ganado asilvestrado y, sobre todo, calcular la detectabilidad de cada especie objetivo. Dicho dato fue calculado a partir de los historiales de detección de cada especie obtenidos durante los años 2012 – 2013 apoyados mediante el programa PRESENCE (Mackenzie et al., 2002).



Fotografía 8. 4 (Izda.) Cabras semidomésticas en Añisclo. **Fotografía 8. 5 (Dcha.)** Nutria (*Lutra lutra*) en un collado del Cañón de Añisclo.

Estos últimos años desde el PNOMP se viene desarrollando un estudio sobre el gato montés (*Felis silvestris*) en colaboración con la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid (investigador principal: Emilio Virgós), la Asociación Bastet Conservation y el apoyo de WilderSouth, asociación que lleva años realizando estudios con esta especie en Andalucía.

El objetivo del proyecto es establecer un protocolo estándar de seguimiento de las poblaciones de gato montés en España utilizando cámaras de fototrampeo, que sea replicable en el tiempo y por diferentes observadores. Otro objetivo *a posteriori* sería la realización de una monografía sobre la conservación y ecología de esta especie en la península ibérica y, en el caso del PNOMP, la realización de un trabajo específico sobre la ecología y su estado de conservación en el espacio protegido y su área de influencia.

En 2022 se han muestreado tres de los valles principales del Parque Nacional: Añisclo, Escuaín y Pineta, con un esfuerzo de muestreo importante, que ha contado con numeroso personal de la guardería y de SARGA, allí destacado en labores de vigilancia, información y mantenimiento.

Está previsto que en 2023 se repita el censo en el valle de Ordesa y de esta manera se pueda abordar un estudio enfocado a conocer mejor la distribución, problemática, uso del espacio, amenazas y en general, la ecología del gato montés en el Parque Nacional. Estos datos serán de suma importancia para poder establecer un programa de seguimiento a medio o largo plazo de la especie, que nos hable de su estado ecológico y de las medidas necesarias para su conservación.



Fotografía 8. 6 Gato montés (*Felis silvestris*) en una cámara de fototrampeo en el PNOMP.

Todas las imágenes obtenidas durante el trabajo del gato montés se incorporarán a la base de datos histórica 2012 – 2022 para el estudio y monitorización de los mesomamíferos en el PNOMP en el archivo Excel FototrampeoPNOMP_12_22.xlsx.

8.3 METODOLOGÍA

El estudio del gato montés tiene una metodología propia desarrollada por el equipo fundador del proyecto, recordemos coordinado por la Universidad Rey Juan Carlos y la Asociación Bastet Conservation, y con un ámbito de trabajo en todo el territorio nacional.

El protocolo es sencillo, se colocarán 10 -12 cámaras trampa en una red lo más uniforme posible sobre una superficie de 2000 Ha. previamente seleccionada entre los coordinadores y los equipos locales, basándose en un modelo previo y la experiencia sobre el terreno. Las cámaras serán de LED blanco o *flash* con el fin de poder identificar a los individuos (Cámaras modelo *Browning Recon Force*). Esta identificación permitirá la estima de densidades mediante métodos de captura-recaptura espacialmente explícitos. Las cámaras y el atrayente serán revisados cada 15 días durante un periodo de 2 meses. Los equipos trabajarán de forma independiente pero siempre en cercanía con el equipo coordinador. Una vez recopilados todos los datos, el procesado será realizado por el equipo coordinador y toda la información estará disponible para todos los equipos participantes.

El equipo de muestreo consta de los siguientes componentes:

- Cámara de Fototrampeo (*Browning Recon Force*) X 12
- Candado de seguridad tipo pitón X 12
- Candado numérico para apertura de la cámara X 12
- Tarjetas SD 64 Gb X 24
- Pilas alcalinas 1.5 V X 96
- Atrayente (orina de lince) X 1000 ml. / recipientes dispersión / tubos de soporte

El atrayente específico usado para estudio es la orina de lince, que se ha mostrado como el más eficiente para atraer a la mayoría de las especies presentes en las comunidades de carnívoros ibéricas; la atracción óptima se consigue con una combinación de orina de lince y solución de *Valeriana officinalis* (Monterroso et al., 2011).

La orina de lince (*Lynx pardinus*) ha sido proporcionada por Emilio Virgós de la Universidad Rey Juan Carlos y coordinador del proyecto, a través de una petición al programa de cría de la especie, y usada en las estrictas condiciones de higiene y seguridad que dicha muestra merece.

Las cámaras se sitúan al paso, en un lugar previamente reconocido y que presente las condiciones idóneas para su instalación: pasos obligados, cubierta forestal, rastros y huellas,

discreción de cara al uso público... El enfoque se hace hacia el norte para evitar reflejos y disparos accidentales producidos por los destellos solares. La cámara se camufla y etiqueta debidamente.

El fototrampeo es una técnica que requiere de un tratamiento escrupuloso de los datos obtenidos, tanto a la hora de trabajar con especies protegidas como con los archivos en los que aparezcan personas; en este caso, todas las imágenes están sometidas a la Ley de Privacidad de Datos, siendo usadas exclusivamente por los gestores del Parque Nacional como medio científico y de conservación de la naturaleza.



Imagen 8. 1 Etiqueta identificativa de las cámaras de foto trampeo en el PNOMP.

Las particulares condiciones geográficas del PNOMP imposibilitan la instalación de las cámaras tal y como estaba diseñado en el proyecto inicial. Los grandes desniveles y profundos tajos de los cañones fluviales del Parque Nacional, aportan otros baremos aparte de la distancia expresada en kilómetros para la distribución de los distintos ejemplares de una determinada especie, en nuestro caso concreto el gato montés. El gradiente altitudinal, la ocupación de una vertiente u otra de un profundo cañón o la masificación del uso público en unas zonas y periodos muy concretos del año, hacen que en algunas ocasiones y sobre el plano algunas cámaras estén demasiado cerca unas de otras, pero en realidad están colocadas sobre hábitats muy diferentes y de difícil comunicación entre sí.

La ingente cantidad de imágenes generadas (36 cámaras funcionando 6 meses en lugares escogidos = 89.6 Gb de información) se organiza finalmente en carpetas estructuradas de la siguiente manera: Sector – Fecha de revisión – Especie. Las imágenes correspondientes al gato montés serán tratadas aparte, completando con ellas todos los campos requeridos en la ficha Excel destinada al estudio (Ver Anexo II\capítulo 8 en soporte digital adjunto a la presente memoria).

Sitio	CAM	HUSO WGS84	UTM X	UTM Y	ALTUR A	Fecha colocación	Fecha retirada	<i>Felis silvestris</i>
FUEN D'Ó DIAPLE	1	31	265239	4717269	1258	05/05/2022	04/07/2022	X
CABIANZUELO	2	31	265442	4718606	1247	05/05/2022	04/07/2022	X
ESCUAÍN	3	31	264317	4719711	1184	05/05/2022	04/07/2022	X
FORCALLOS	4	31	263243	4720809	1352	05/05/2022	04/07/2022	X
SAN SALBADOR	5	31	262602	4721618	1413	05/05/2022	04/07/2022	X
CORONA	6	31	261664	4721836	1550	05/05/2022	04/07/2022	X
OS MALLOS	7	31	262723	4721914	1340	05/05/2022	04/07/2022	X
O PARAISO	8	31	264159	4721195	1409	06/05/2022	30/06/2022	X
ANGONÉS	9	31	264989	4721187	1374	06/05/2022	30/06/2022	X
REBILLA	10	31	265996	4720345	1276	06/05/2022	30/06/2022	X
LAMIANA	11	31	267757	4718597	1085	06/05/2022	30/06/2022	
ESTARONIELLO	12	31	266370	4718683	805	06/05/2022	30/06/2022	X
X	1ª VISITA							
X	2ª VISITA							
X	3ª VISITA							
X	RETIRADA							

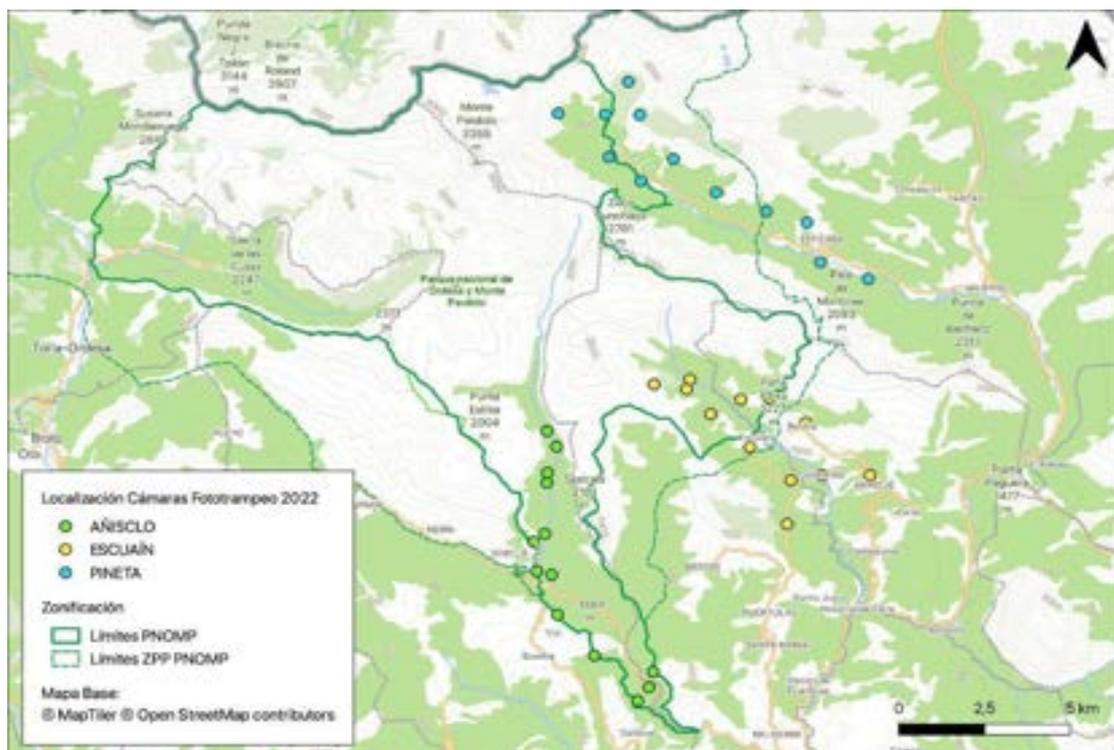
Tabla 8. 1 Ejemplo de parte de la ficha Excel para el análisis de la presencia de gato montés en el PNOMP (no mostradas las celdas destinadas a las otras especies detectadas).

8.4 RESULTADOS

8.4.1 LOCALIZACIÓN Y ESFUERZO DE MUESTREO DE LAS CÁMARAS DE FOTOTRAMPEO.

Como se ha explicado en el apartado de metodología, se instalaron doce cámaras *Browning Recon Force* por cada uno de los tres sectores escogidos para el estudio de 2022. Las localidades se seleccionaron para que se cubriese el área en el que hay hábitat óptimo para el gato montés en cada sector en base a la experiencia previa del equipo (zonas principalmente forestales o en el ecotono bosque - pasto, zonas donde se habían detectado con anterioridad rastros de la especie, zonas de paso de fauna etc.).

Para la localización de las cámaras, se tuvieron en cuenta los trabajos previos de fototrampeo realizados en la zona por parte del equipo de seguimiento ecológico y la experiencia del personal del Parque Nacional destacado en el sector, escogiéndose las localidades reflejadas en las Tablas 8.2, 8.3 y 8.4 y Mapas 8.1, 8.2, 8.3 y 8.4.



Mapa 8. 1 Localización de las cámaras de fototrampeo en cada uno de los sectores seleccionados para el estudio de la presencia de gato montés en el PNOMP.

En el **valle de Añisclo** la instalación de las cámaras se llevó a cabo entre el 1 y el 3 de febrero de 2022. Las 12 cámaras instaladas quedan en el interior de los límites del PNOMP (Mapa 8.2). Cabe destacar que, dado que la cámara nº10 “*Mirona*” no registró la presencia de gato montés en ninguna de las 2 revisiones realizadas, se instaló una nueva cámara (nº14) en el “*Barranco Mirona*”, en un paso obligado de fauna, el día 7 de marzo de 2022, que permaneció activa durante un total de 29 días, la mitad que las otras 12 cámaras que lo estuvieron durante una media de 62 días. Se realizaron dos de las tres revisiones quincenales previstas en cada una de las cámaras instaladas; la tercera revisión no pudo realizarse por motivos de logística, por lo que la revisión final se hizo pasados unos 30 días de la segunda revisión. El esfuerzo de muestreo en el valle de Añisclo asciende a un total de 772 jornadas de grabación.

Nº	NOMBRE CÁMARA	FECHA INICIO	REVISIÓN		FECHA FIN	Nº DÍAS	UTM ETRS89_30T	
			1ª	2ª			X	Y
1	COMA D’A CREU	1/2/22	16/2/22	2/3/22	4/4/22	62	753786	4713532
2	CAMINO GALLISUÉ					62	753666	4713056
3	SARDINERA - CANAL MALA			4/3/22		62	753335	4712643
4	SARDINERA - ARPIÓ					62	752067	4714039
5	CUELLO (BIÓ)	2/2/22	16/2/22	2/3/22	7/4/22	64	750997	4715289
6	PUEN D’ORO			4/3/22	4/4/22	61	750388	4716634

Nº	NOMBRE CÁMARA	FECHA INICIO	REVISIÓN		FECHA FIN	Nº DÍAS	UTM ETRS89_30T	
			1ª	2ª			X	Y
7	BORDAS DE ASO	3/2/22	17/2/22	7/3/22	5/4/22	61	750821	4716527
8	O PORTIELLO					65	750299	4717541
9	ESCALIALLAS	3/2/22	17/2/22	7/3/22	5/4/22	61	750623	4717783
10	MIRONA					61	750686	4719358
11	ESPLUQUETAS					61	750970	4720475
12	SELBA PLANA					61	750686	4720952
14	BARRANCO MIRONA	7/3/22				29	750703	4719664

Tabla 8. 2 Localidades de las cámaras instaladas en Añisclo en 2022.

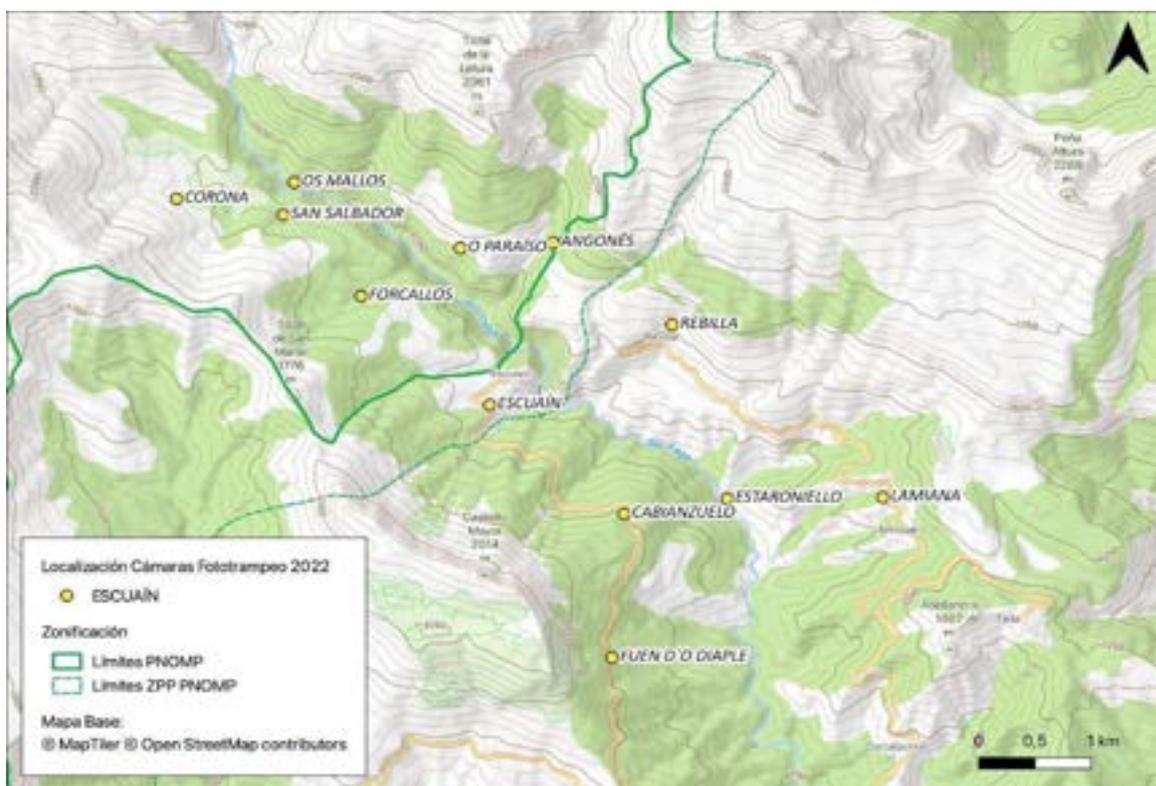


Mapa 8. 2 Detalle Localización cámaras de fototrampeo del valle de Añisclo.

En el **valle de Escuaín** se instalaron 12 cámaras, 6 en el interior del Parque Nacional, 1 en Zona Periférica de Protección (ZPP) y 5 fuera del territorio protegido. La instalación de las cámaras se llevó a cabo los días 5 y 6 de mayo de 2022 y permanecieron activas un promedio de 58 días. Se han realizado un total de tres revisiones, una aproximadamente cada 15 días, más la revisión final. El esfuerzo de muestreo en el valle de Escuaín asciende a un total de 695 jornadas de grabación.

Nº	NOMBRE CÁMARA	FECHA INICIO	REVISIÓN			FECHA FIN	Nº DÍAS	UTM ETRS89_30T	
			1ª	2ª	3ª			X	Y
1	FUEN D'O DIAPLE	5/5/22	19/5/22	2/6/22	20/6/22	4/7/22	60	757701	4718087
2	CABIANZUELO						60	757808	4719435
3	ESCUAÍN						60	756608	4720458
4	FORCALLOS						60	755459	4721477
5	SAN SALBADOR						60	754762	4722239
6	CORONA						60	753811	4722390
7	OS MALLOS						60	754861	4722543
8	O PARAÍSO	6/5/22	20/5/22	3/6/22	16/6/22	30/6/22	55	756345	4721927
9	ANGONÉS						55	757174	4721978
10	REBILLA						55	758238	4721209
11	LAMIANA						55	760119	4719590
12	ESTARONIELLO						55	758729	4719578

Tabla 8. 3 Localidades de las cámaras instaladas en Escuaín en 2022.



Mapa 8. 3 Detalle Localización cámaras de fototrampeo del valle de Escuaín.

Nº	NOMBRE CÁMARA	FECHA INICIO	REVISIÓN			FECHA FIN	Nº DÍA	UTM ETRS89_30T		
			1ª	2ª	3ª			X	Y	
1	ESPIERBA	25/7/22	8/8/22	24/8/22	24/8/22	26/9/22	63	758274	4727374	
2	PISTA LA ESTIBA 1		13/8/22		24/8/22	11/9/22	2/10/22	69	757090	4727718
3	PISTA LA ESTIBA 2			8/8/22			23/8/22	26/9/22	63	755624
4	PISTA LA ESTIBA 3		24/8/22		754381	4729328				
5	CORNATO		24/8/22		760066	4725633				
6	LA LARRI-LAS OPACAS	27/7/22	19/8/22	27/8/22	17/9/22	2/10/22	67	753395	4730691	
7	LA LARRI-FONDO		10/8/22	25/8/22		16/9/22	1/10/22	66	753065	4731711
8	MONTASPRO MEDIO-LA LARRI				29/7/22		11/8/22	26/8/22	1/10/22	66
9	MONTASPRO ALTO-CIRCO PINETA	24/8/22	11/9/22	26/9/22		61			758666	4726152
10	PISTA DEL AGUA									
11	ARTICAS DE PINETA	27/7/22	13/8/22	27/8/22	14/9/22	30/9/22	65	752497	4729390	
12	GR CAMINO COLLADO AÑISCLO			24/8/22			65	753429	4728655	

Tabla 8. 4 Localidades de las cámaras instaladas en Pineta en 2022.

En el **valle de Pineta** se instalaron otras 12 cámaras, 4 en el interior del Parque Nacional, 4 en Zona Periférica de Protección (ZPP) y 4 fuera del Parque Nacional. La instalación de las cámaras se llevó a cabo entre el 25 y 29 de julio de 2022 y permanecieron activas una media de 65 días. Se han realizado un total de tres revisiones, una cada aproximadamente 15 días, más la revisión final. El esfuerzo de muestreo en el valle de Pineta asciende a un total de 777 jornadas de grabación.



Mapa 8. 4 Detalle Localización cámaras de fototrampeo del valle de Pineta.

8.4.2 **COMUNIDAD DE MAMÍFEROS DETECTADA**

Valle de Añisclo

En conjunto, las 13 cámaras instaladas en el valle de Añisclo detectaron un amplio espectro de mamíferos silvestres (Tabla 8.5, Gráfico 8.1), con un total de 13 especies y un individuo dudoso de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) que, de confirmarse, daría un total de 14.

Las especies más abundantes, en función al número de eventos registrados en las cámaras, han sido el jabalí (*Sus scrofa*, 143 eventos) y el zorro (*Vulpes vulpes*, 126 eventos). Ambas se han detectado en la mayoría de las cámaras colocadas. El jabalí ha aparecido en 11 de las 14 cámaras instaladas (78,57%) y el zorro en 12 de 14 (85,71%). Después de ellos, las siguientes especies con mayor número de eventos detectados han sido la garduña o “*fuina*” (*Martes foina*, 72 eventos) y el gato montés (*Felis silvestris*, 53 eventos). Esta última especie, objetivo principal del estudio, ha sido detectada en 9 de las 13 cámaras instaladas, lo que corresponde a un 69,23% de presencia detectada en la zona del valle de Añisclo.

Otras especies de ungulados detectadas han sido el corzo (*Capreolus capreolus*, 25 eventos) y el sarrío (*Rupicapra p. pirenaica*, 32 eventos). Entre otros carnívoros detectados destaca también la gineta (*Genetta genetta*, 37 eventos), detectada en 8 de 14 cámaras (57,14%) y el tejón (*Meles meles*, 26 eventos), fotografiado principalmente en “Cuello Bió”. Esta localidad fue la única donde se fotografió liebre (*Lepus europaeus*, 2 eventos) y un individuo dudoso de conejo (*Oryctolagus cuniculus*), fotografías 8.7 y 8.8. Esta última observación es dudosa y hay que tomarla con cautela. La zona se corresponde con un hábitat bastante mediterráneo y es donde se registraron históricamente las últimas citas de conejo, así como de águila perdicera (asociada a la presencia de la especie), por lo que en un futuro podría ser interesante volver a colocar cámaras para intentar confirmar la presencia/ausencia del conejo, especie que sería nueva para el inventariado del PNOMP.



Fotografía 8. 7 (Izda.) Liebre (*Lepus europaeus*) en Cuello Bió, Añisclo. **Fotografía 8. 8 (Dcha.)** Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) dudoso por confirmar, en la misma localización, Cuello Bió, Añisclo.

La ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) se ha detectado en 7 de las 14 cámaras colocadas. Por último, destacan también las observaciones de nutria (*Lutra lutra*) en “O Portiello” y “Selba Plana” y de marta (*Martes martes*) en la cámara nº 10, colocada en la localidad de la “Mirona”.

CÁMARA		<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Genetta genetta</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Lutra lutra</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Martes sp.</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Oryctolagus cuniculus ?</i>	<i>Rupicapra pirenaica</i>	<i>Sciurus vulgaris</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Vulpes vulpes</i>
1	COMA D'A CREU	1	1	7			18		6	1				11	24
2	CAMINO GALLISUÉ	3	1	4			2						5	8	1
3	SARDINERA - CANAL MALA		2				4		2	1			1	6	2
4	SARDINERA - ARPIÓ		10	6			17			2		13	1	25	4
5	CUELLO (BIÓ)	3	11		2		3			22	1			8	12
6	PUEÑ D'ORO	7		2			7						9	27	2
7	BORDAS DE ASO	10											3	24	
8	O PORTIELLO		9	14		2	10					10	1	26	24
9	ESCALIALLAS			1									1		2
10	MIRONA			2				1				2		2	4
11	ESPLUQUETAS		1				2					2		1	2
12	SELBA PLANA	1	17	1		1	9		6			1		5	44
14	BARRANCO MIRONA		1									4			5
TOTAL		25	53	37	2	3	72	1	14	26	1	32	21	143	126

Tabla 8. 5 Número de eventos detectados de especies de mamíferos silvestres en Añisclo.

Además de estas especies de mamíferos silvestres, se ha detectado la presencia de micromamíferos (*Apodemus* sp.), cabra doméstica (*Capra hircus*, detectada únicamente en las cámaras 1, 2 y 3), perro (*Canis familiaris*, únicamente en dos ocasiones en la cámara de “Puen d’Oro”), visitantes y, entre las aves, túrdidos (*Turdus merula* y *Turdus viscivorus*), pinzones (*Fringilla coelebs*) y arrendajo (*Garrulus glandarius*).

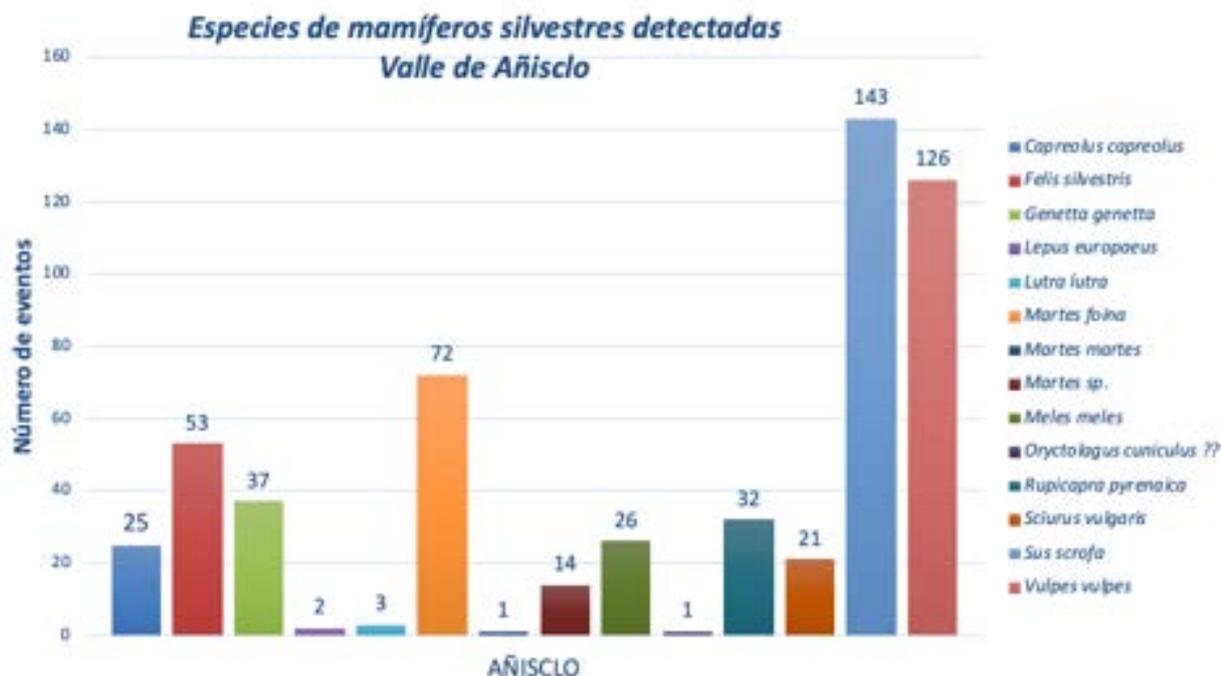


Gráfico 8. 1 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Añisclo.

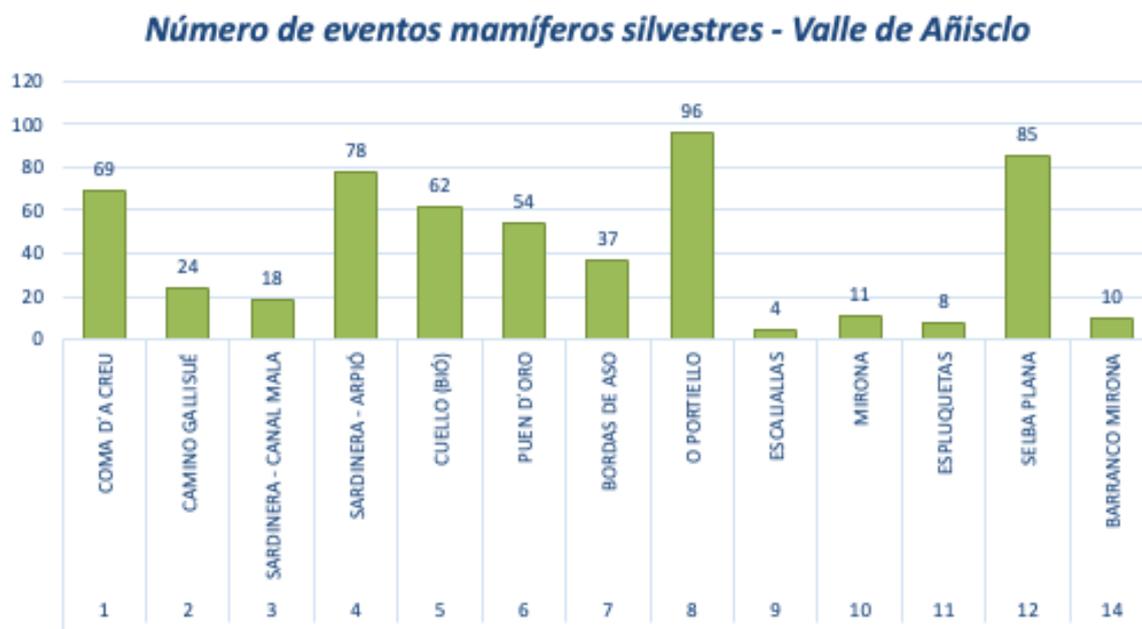
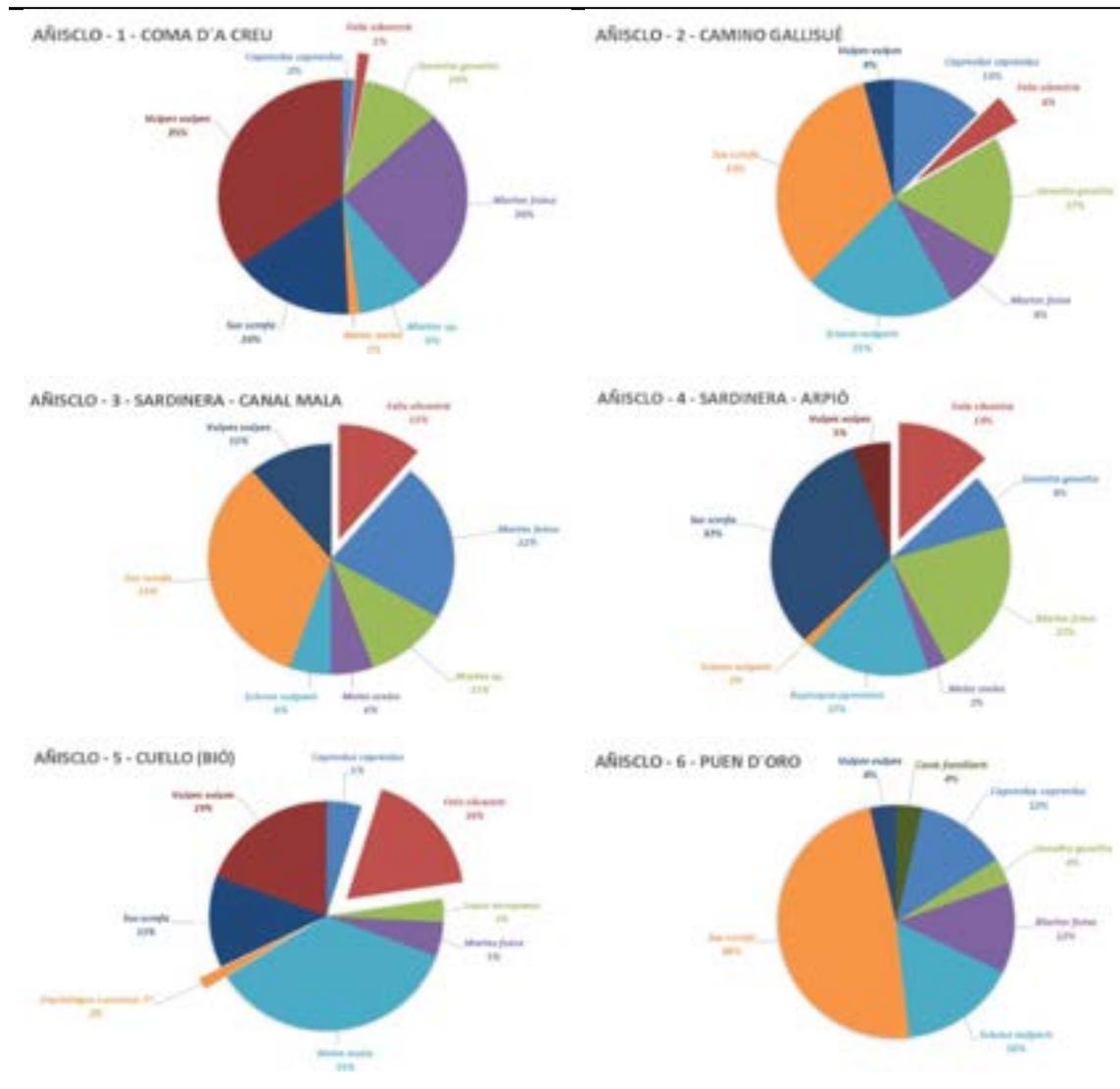


Gráfico 8. 2 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Añisclo.

Las zonas más transitadas y que han presentado mayor diversidad de especies de mamíferos silvestres han sido “O Portiello” (96 eventos, 8 especies), “Selva Plana” (85 eventos, 9 especies), “Sardinera - Arpió” (78 eventos, 8 especies) y “Coma d’a Creu” (69 eventos, 8 especies), Gráfica 8.2.

A continuación, se muestran los resultados por cámara y para el total de cámaras instaladas en Añisclo, expresando el porcentaje de aparición de cada especie respecto al total de eventos detectados en el transcurso de los dos meses de estudio. Se incluyen en este caso los porcentajes de aparición de perros y gatos domésticos (Gráfico 8.3).



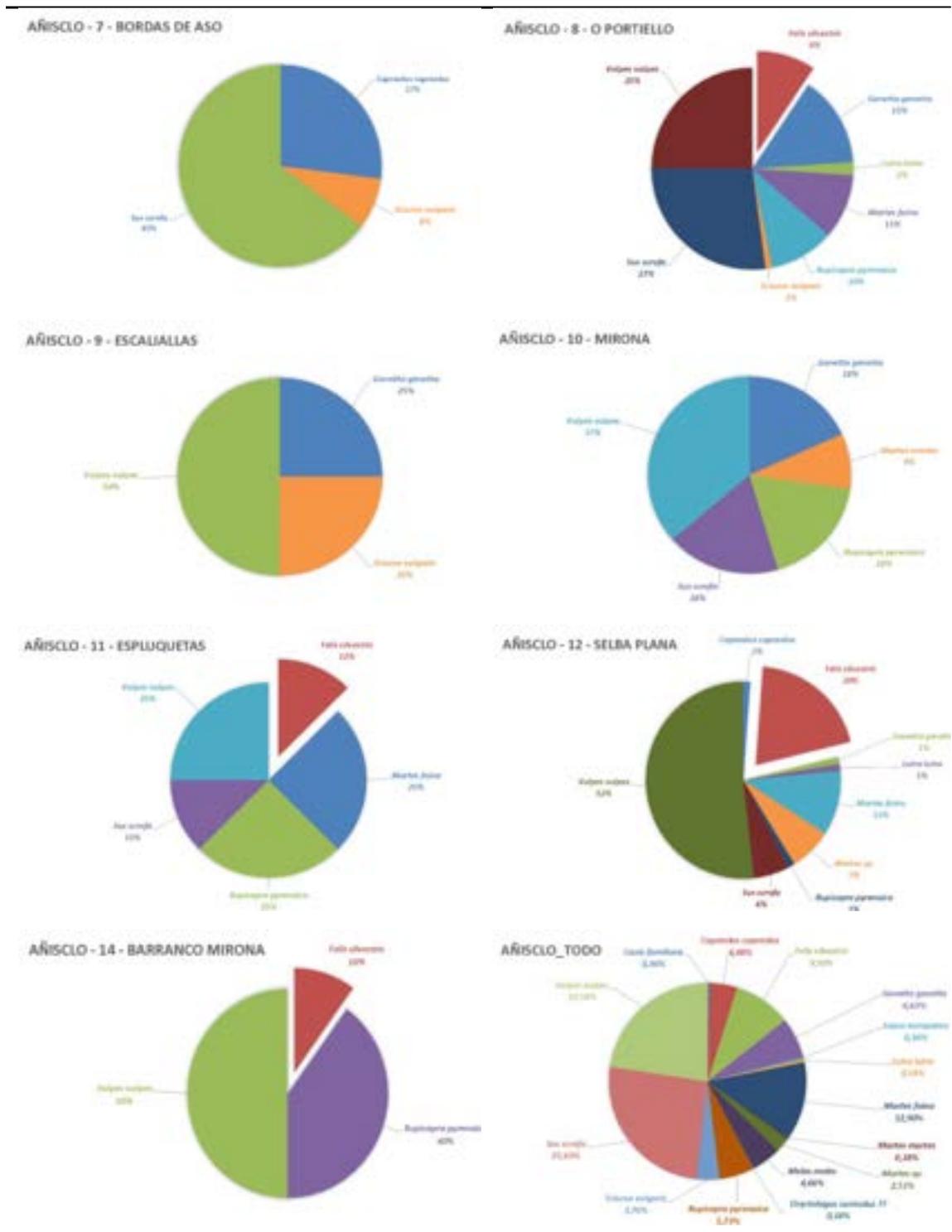


Gráfico 8. 3 Porcentaje de aparición por especie y cámara, así como para el conjunto de cámaras instaladas en el valle de Añisclo.

Valle de Escuaín

En conjunto, las 12 cámaras instaladas en el valle de Escuaín detectaron un amplio espectro de mamíferos silvestres (Tabla 8.6, Gráfico 8.3), detectando un total de 13 especies, 12 de ellas han sido las mismas que en el valle de Añisclo, siendo la diferencia que en esta zona no se ha observado ningún ejemplar de nutria (*Lutra lutra*) pero se ha detectado un individuo de comadreja (*Mustela nivalis*). Las especies más abundantes, en función al número de eventos registrados en las cámaras vuelven a ser el jabalí (*Sus scrofa*, 252 eventos) y el zorro (*Vulpes vulpes*, 182 eventos). Ambas especies se han detectado en el 100% de las cámaras instaladas. Después de ellos, las siguientes especies con mayor número de eventos detectados han sido el corzo (*Capreolus capreolus*, 109 eventos) presente en 10 de las 12 cámaras (83,33%); la garduña o “fuina” (*Martes foina*, 72 eventos), presente en todas las localidades estudiadas; y el gato montés (*Felis silvestris*, 50 eventos). Esta última especie, objetivo principal del estudio, ha sido detectada en 11 de las 12 cámaras instaladas, lo que corresponde a un 91,66% de presencia detectada en la zona del valle de Escuaín.

De entre los ungulados se ha detectado también sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*, 19 eventos) en 6 de las cámaras instaladas (50%). Otros carnívoros observados han sido: el tejón (*Meles meles*, 28 eventos), fotografiado en el 75% de las cámaras instaladas (9 de las 12); la marta (*Martes martes*, 8 eventos); la gineta (*Genetta genetta*, 5 eventos); y un individuo aislado de comadreja (*Mustela nivalis*), observada en la cámara colocada cercana al pueblo de Escuaín.

Se han detectado también ejemplares de liebre (*Lepus europaeus*, 15 eventos) en “San Salvador” y en “Corona” y de ardilla roja (*Sciurus vulgaris*, 8 eventos) en 5 localidades.

Además de las especies de mamíferos silvestres detalladas anteriormente se ha detectado la presencia de micromamíferos, quirópteros y aves. De estas últimas destaca el número de eventos detectados de túrdidos (*Turdus merula* y *Turdus philomelos*), además se han observado pito real (*Picus sharpei*), petirrojo (*Erithacus rubecula*), escribano montesino (*Emberiza cia*), colirrojo real (*Phoenicurus phoenicurus*) y camachuelo (*Pyrrhula pyrrhula*).

CÁMARA		<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Genetta genetta</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Martes sp.</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Mustela nivalis</i>	<i>Rupicapra pyrenaica</i>	<i>Sciurus vulgaris</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Vulpes vulpes</i>
1	FUEN D'O DIAPLE	4	2			3			5				3	17
2	CABIANZUELO	8	3			4		3	2			1	13	5
3	ESCUAÍN	8	1	2		2			1	1	1	1	17	25
4	FORCALLOS	22	2	1		7		1					36	8
5	SAN SALBADOR	20	6		2	4	2		2		1	1	77	36
6	CORONA	9	3		13	5					1		61	11
7	OS MALLOS	26	6			6	3	2	4		9		18	1
8	O PARAÍSO		3			5	3	8	9		2	4	7	5
9	ANGONÉS	1	4	1		3		1	1		5	1	4	4
10	REBILLA	10	5			2		4	3				6	6
11	LAMIANA					9		4					7	50
12	ESTARONIELLO	1	15	1		22			1				3	14
TOTAL		109	50	5	15	72	8	23	28	1	19	8	252	182

Tabla 8. 6 Número de eventos detectados de especies de mamíferos silvestres en Escuaín.

También se han detectado visitantes, ganado, perros (*Canis familiaris*) y gatos domésticos (*Felis catus*). Tanto perros como gatos domésticos se han fotografiado principalmente en la cámara colocada cercana al pueblo de Lamiana, siendo esta la única cámara que no ha registrado presencia de gato montés.



Gráfico 8. 4 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Escuaín.

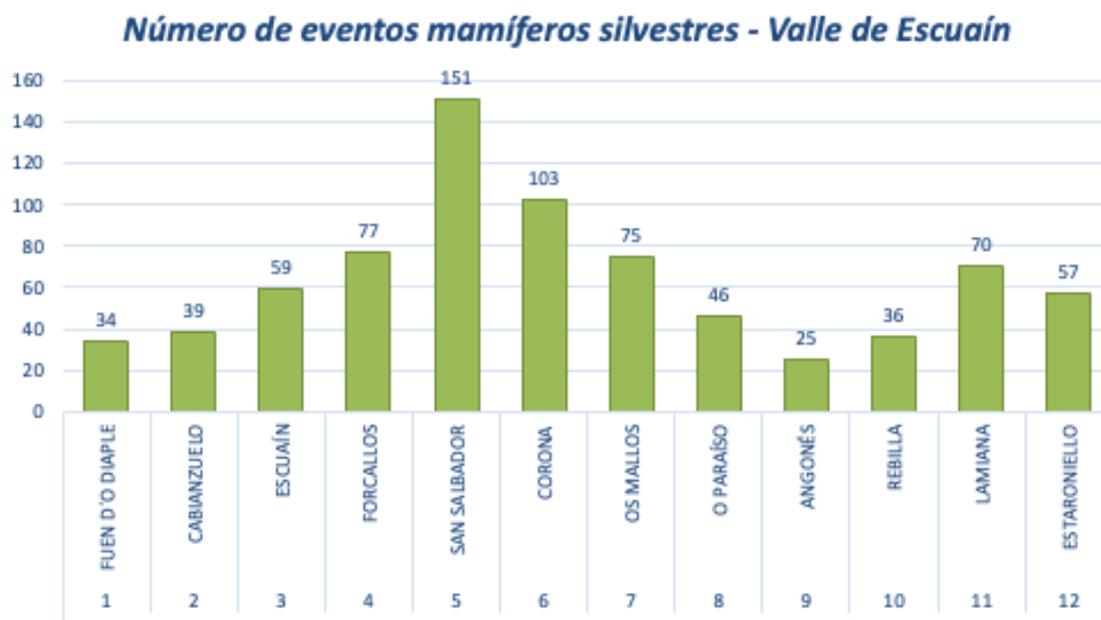


Gráfico 8. 5 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Escuaín.

Las zonas más transitadas y que han presentado mayor diversidad de especies de mamíferos silvestres han sido “San Salvador” (151 eventos, 10 especies) y “Corona” (103 eventos, 7 especies), Gráfica 8.5.

A continuación, se muestran los resultados por cámara y para el total de cámaras instaladas en Escuaín, expresando el porcentaje de aparición de cada especie respecto al total de

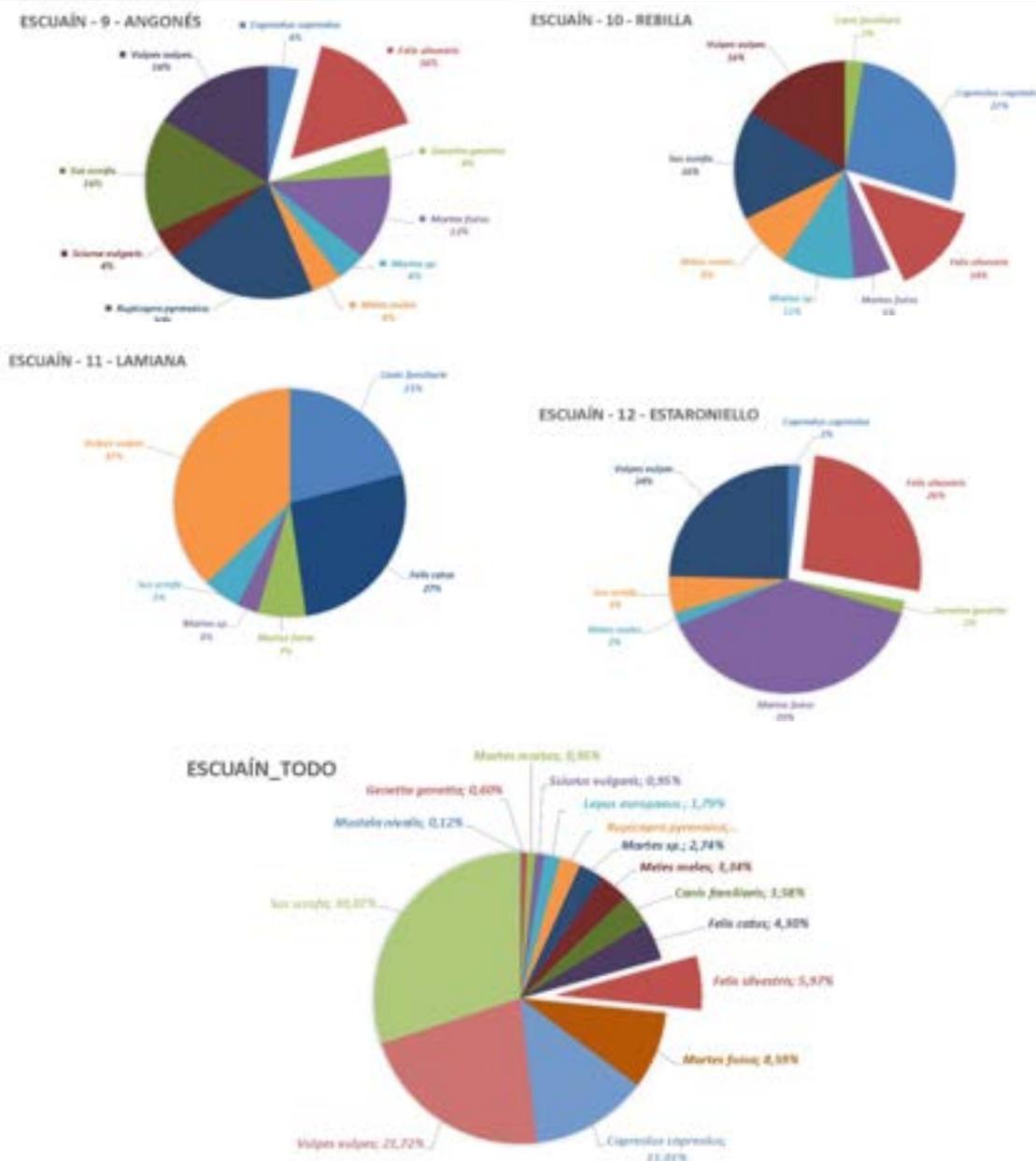


Gráfico 8. 6 Porcentaje de aparición por especie y cámara, así como para el conjunto de cámaras instaladas en el valle de Escuaín.

Valle de Pineta

En conjunto, las 12 cámaras instaladas en el valle de Pineta detectaron un total de 12 especies mamíferos silvestres (Tabla 8.7, Gráfico 8.3), 11 de ellas han sido también detectadas en Añisclo y Escuaín. Sin embargo, a diferencia de en los otros valles estudiados, en Pineta se ha detectado ciervo (*Cervus elaphus*), que ha aparecido en 4 de las 12 cámaras de fototrampeo colocadas.

Las especies más abundantes, en función al número de eventos registrados han sido, de entre los carnívoros, el zorro (*Vulpes vulpes*, 168 eventos) y, de entre los ungulados, el corzo (*Capreolus capreolus*, 146 eventos) y el jabalí (*Sus scrofa*, 117 eventos). El jabalí ha sido observado en todas las localizaciones (100%) y en el caso del corzo y el zorro se han observado en 11 de 12 localizaciones (91,66%).

De entre los ungulados destaca la presencia de ciervo (*Cervus elaphus*, 25 eventos), especie que no ha sido detectada ni en Añisclo ni en Escuaín, detectado en 4 localidades del valle de Pineta: 2 en la “pista de la Estiba 2 y 3”, en “La Larri - Fondo” y en la zona de la GR que sube al collado de Añisclo. Otro ungulado detectado ha sido el sarrío (*Rupicapra p. pirenaica*, 42 eventos), fotografiado únicamente en 4 localidades: en la “pista de la Estiba 2 y 3”, en “La Larri - Las Opacas” y en “Montaspro alto - Circo de Pineta”.

Después de ellos, las siguientes especies con mayor número de eventos detectados han sido la ardilla (*Sciurus vulgaris*, 34 eventos) y el gato montés (*Felis silvestris*, 22 eventos). Esta última especie, objetivo principal del estudio, ha sido detectada en 9 de las 12 cámaras instaladas, lo que corresponde a un 75% de presencia detectada en la zona del valle de Pineta.

Destaca que, entre los mustélidos, y a diferencia de lo registrado en los otros dos valles, la especie más detectada en Pineta ha sido la marta (*Martes martes*, 21 eventos), presente en 7 de 12 localidades (58,33%), habiendo registrado únicamente 6 eventos de garduña o “fuina” (*Martes foina*), presente tan solo en 3 de las localidades estudiadas.

Otro carnívoro observado en menor medida ha sido el tejón (*Meles meles*, 5 eventos), fotografiado tan solo en el 41,6% de las cámaras instaladas (5 de las 12). No se ha observado ningún individuo de gineta (*Genetta genetta*) en Pineta.

Además, se han detectado ejemplares de liebre (*Lepus europaeus*, 5 eventos) en “La Estiba”, en “Las Articas de Pineta”.

Además de las especies de mamíferos silvestres detalladas anteriormente se ha detectado la presencia de micromamíferos y aves. De estas últimas destacan los túrdidos (*Turdus merula* y *Turdus philomelos*), además se ha observado torcecuellos (*Jynx torquilla*), petirrojo (*Erithacus rubecula*), pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*), paloma torcaz (*Columba palumbus*) y arrendajo (*Garrulus glandarius*). También se ha detectado ganado y perros, estos últimos únicamente fuera de los límites del parque.

Nº	NOMBRE CÁMARA	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Martes sp.</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Rupicapra pyrenaica</i>	<i>Sciurus vulgaris</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Vulpes vulpes</i>
1	ESPIERBA	6		2							2	12	11
2	PISTA LA ESTIBA 1	3		1			1					1	6
3	PISTA LA ESTIBA 2	2	5	5			2		1	1		4	1
4	PISTA LA ESTIBA 3		3	2	1		10	1		16	1	4	1
5	CORNATO	25					1				6	1	4
6	LA LARRI-LAS OPACAS	7		2	1	3	1	1		20	8	25	26
7	LA LARRI-FONDO	5	1	2			1		1			7	43
8	MONTASPRO MEDIO-LA LARRI	49		4		2		1	1			34	45
9	MONTASPRO ALTO-CIRCO PINETA	6								5		3	2
10	PISTA DEL AGUA	11		1		1			1		3	20	28
11	ARTICAS DE PINETA	9		3	2		5	1	1		14	1	
12	GR CAMINO COLLADO AÑISCLO	23	16									5	1
TOTAL EVENTOS		146	25	22	4	6	21	4	5	42	34	117	168

Tabla 8. 7 Número de eventos detectados de especies de mamíferos silvestres en Pineta.



Gráfico 8. 7 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Pineta.

Número de eventos mamíferos silvestres

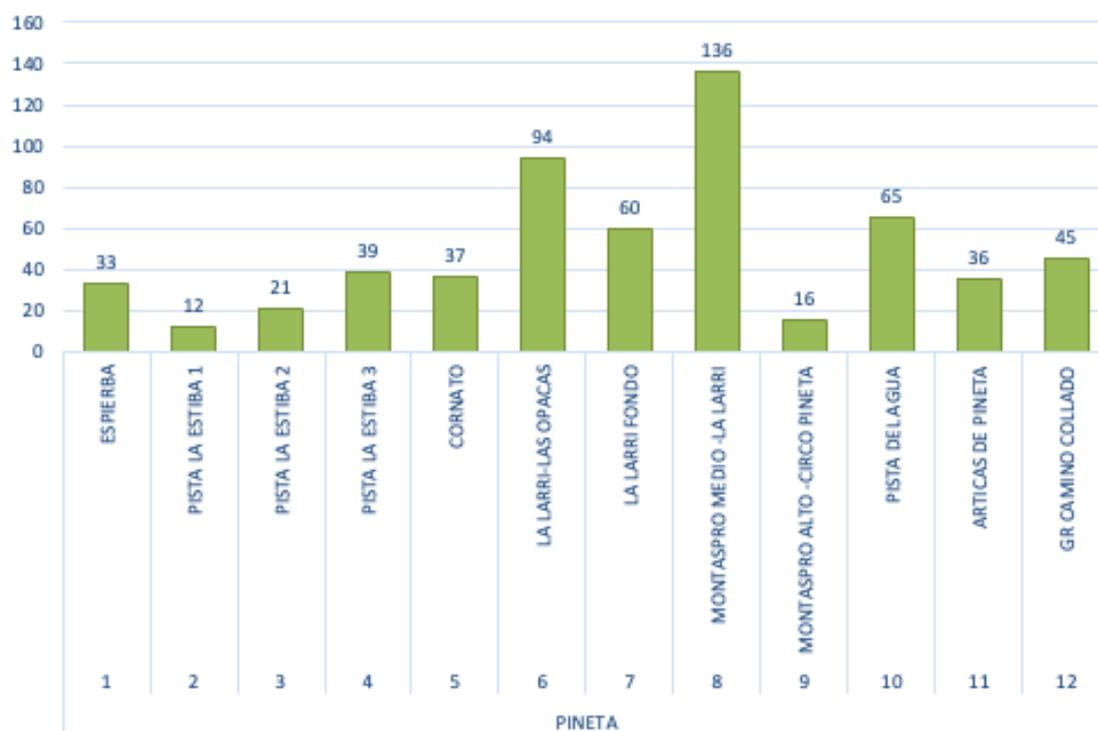


Gráfico 8. 8 Eventos detectados de las especies de mamíferos silvestres en las cámaras instaladas en el valle de Pineta.

Las zonas más transitadas y que han presentado mayor diversidad de especies de mamíferos silvestres han sido “Montaspro medio – La Larri” (136 eventos, 7 especies) y “La Larri – Las Opacas” (94 eventos, 10 especies), Gráfica 8.8. Destaca también la localidad “Pista de la Estiba 3”, que pese a tener un total de eventos bajo, ha registrado 9 especies diferentes de mamíferos silvestres.

A continuación, se muestran los resultados por cámara y para el total de cámaras instaladas en Pineta, expresando el porcentaje de aparición de cada especie respecto al total de eventos detectados en el transcurso de los dos meses de estudio. Se incluyen en este caso los porcentajes de aparición de perros (Gráfico 8.9).

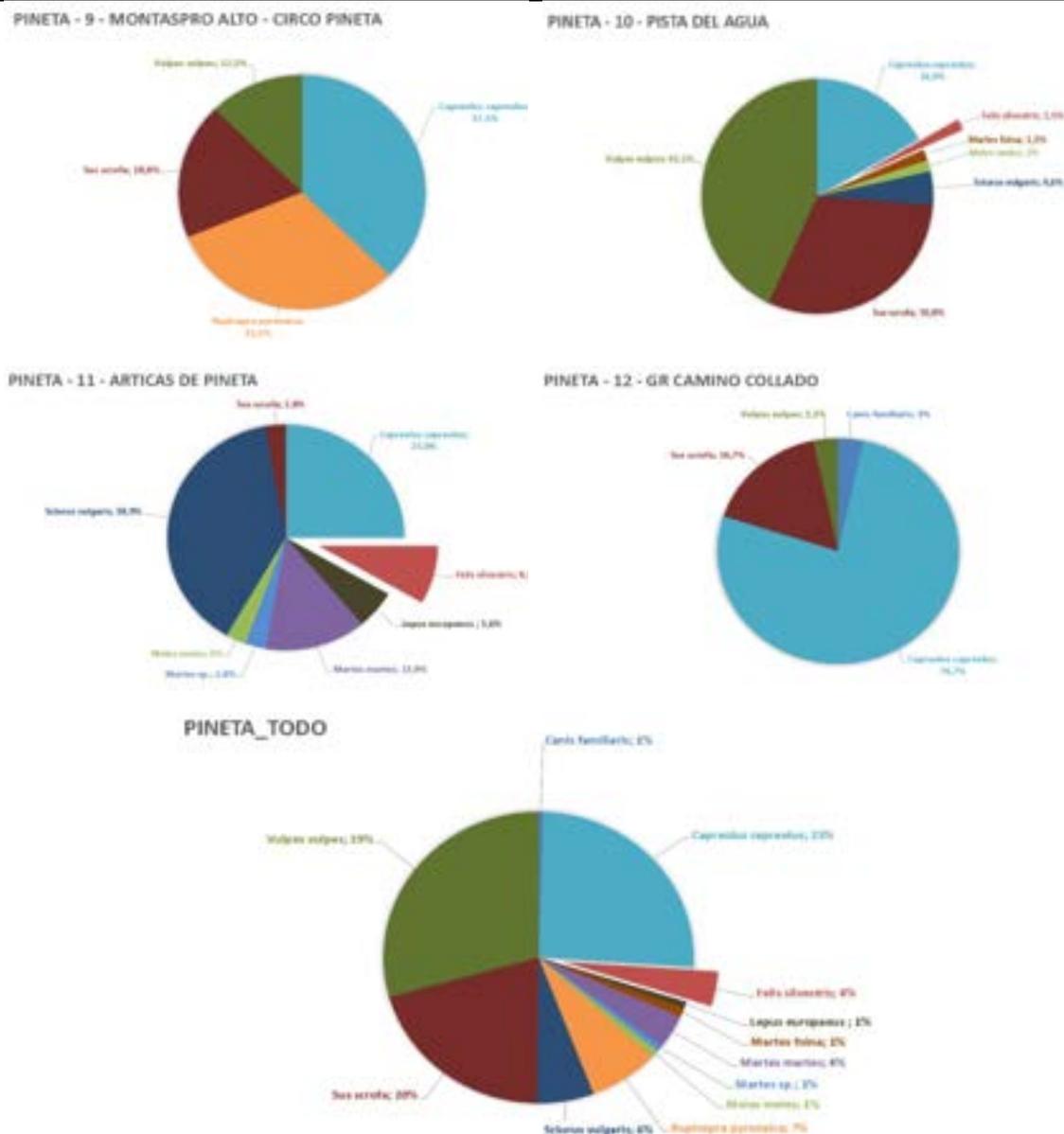


Gráfico 8. 9 Porcentaje de aparición por especie y cámara, así como para el conjunto de cámaras instaladas en el valle de Pineta.

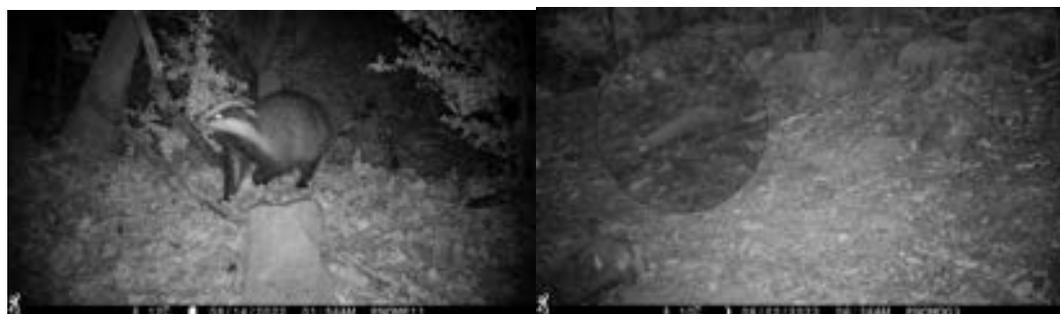
Fotografías de las principales especies detectadas



Fotografía 8. 9 (Izda.) Garduñas (*Martes foina*) en Las Opacas (Pineta). **Fotografía 8. 10 (Dcha.)** Marta (*Martes martes*) en San Salvador (Escuaín).



Fotografía 8. 11 (Izda.) Gineta (*Genetta genetta*) en Camino Gallisué (Añisclo). **Fotografía 8. 12 (Dcha.)** Zorro (*Vulpes vulpes*) en Estaroniello (Escuaín).



Fotografía 8. 13 (Izda.) Tejón (*Meles meles*) en Espierba (Pineta). **Fotografía 8. 14 (Dcha.)** Comadreja (*Mustela nivalis*) en Escuaín (Escuaín).



Fotografía 8. 15 (Izda.) Gato montés (*Felis silvestris*), hembra con cría en la Fuen D'ó Diaple, Escuaín. **Fotografía 8. 16 (Dcha.)** Ejemplar en La Larri - Las Opacas, Pineta.



Fotografía 8. 17 (Izda.) Macho de corzo (*Capreolus capreolus*) en Montaspro medio-La Larri (Pineta).

Fotografía 8. 18 (Dcha.) Hembra y corcino (*Capreolus capreolus*) en Os Mallos (Escuaín).



Fotografía 8. 19 (Izda.) Cervatillo (*Cervus elaphus*) en la pista de la Estiba 3 (Pineta). **Fotografía 8. 20**

(Dcha.) Sarrío, cabrito (*Rupicapra p. pyrenaica*) en Angonés (Escuaín).



Fotografía 8. 21 (Izda.) Jabalí (*Sus scrofa*) en Os Mallos (Escuaín). **Fotografía 8. 22 (Dcha.)**

Rayones de Jabalí (*Sus scrofa*) en Escuaín (Escuaín).



Fotografía 8. 23 Ardilla (*Sciurus vulgaris*) en Escuaín (Escuaín).

8.4.3 ESTUDIO ESPECÍFICO SOBRE GATO MONTÉS (*Felis silvestris*)

El PNOMP es uno de los puntos de estudio del proyecto “Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”, dirigido por la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid, y en colaboración con la organización Bastet Conservation, y que tiene como coordinador a D. Emilio Virgós.

El año 2020, se realizó una primera colaboración en el censo nacional de gato montés, donde el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido realizó su primer trabajo específico realizando el censo en el valle de Ordesa. Sin embargo, ha sido en 2022 cuando se ha realizado un gran esfuerzo de campo, abarcando tres valles diferentes durante seis meses no consecutivos de estudio.

En 2022 se han desarrollado los trabajos de seguimiento en los valles de Añisclo, Escuaín y Pineta, lo que supone la triple instalación de doce cámaras de fototrampeo con una duración cada una de dos meses y una revisión quincenal de los resultados (ver apartado 8.3. Metodología).

Valle de Añisclo

En el valle de Añisclo **se ha detectado la especie en el 69,23% de las cámaras instaladas**, 9 de 13 cámaras han resultado positivas a la presencia de gato montés. La localidad con

mayor número de eventos ha sido “Selba Plana”, donde se han conseguido 17 eventos de la especie (Gráfico 8.7).

Otras localidades con un número de eventos importante de la especie han sido “Cuello Bió”, “Sardinera - Arpió” y “O Portiello”. El número de individuos detectado en cada caso podrá ser analizado más adelante gracias al estudio de marcas individuales en el pelaje.



Gráfico 8. 10 Número de eventos de gato montés (*Felis silvestris*) detectados en las cámaras colocadas en el valle de Añisclo.

Valle de Escuaín

En el valle de Escuaín **se ha detectado la especie en el 91,66% de las cámaras instaladas**, 11 de 12 cámaras han resultado positivas a la presencia de gato montés. La localidad con mayor número de eventos ha sido “Estaroniello”, donde se han podido detectar 15 eventos registrados de la especie (Gráfico 8.8).

Otras localidades con un número de eventos importante de la especie han sido “San Salvador” y “Os Mallos” donde se han registrado en cada caso 6 eventos de la especie. El número de individuos detectado en cada caso podrá ser analizado más adelante gracias al estudio de marcas individuales en el pelaje.

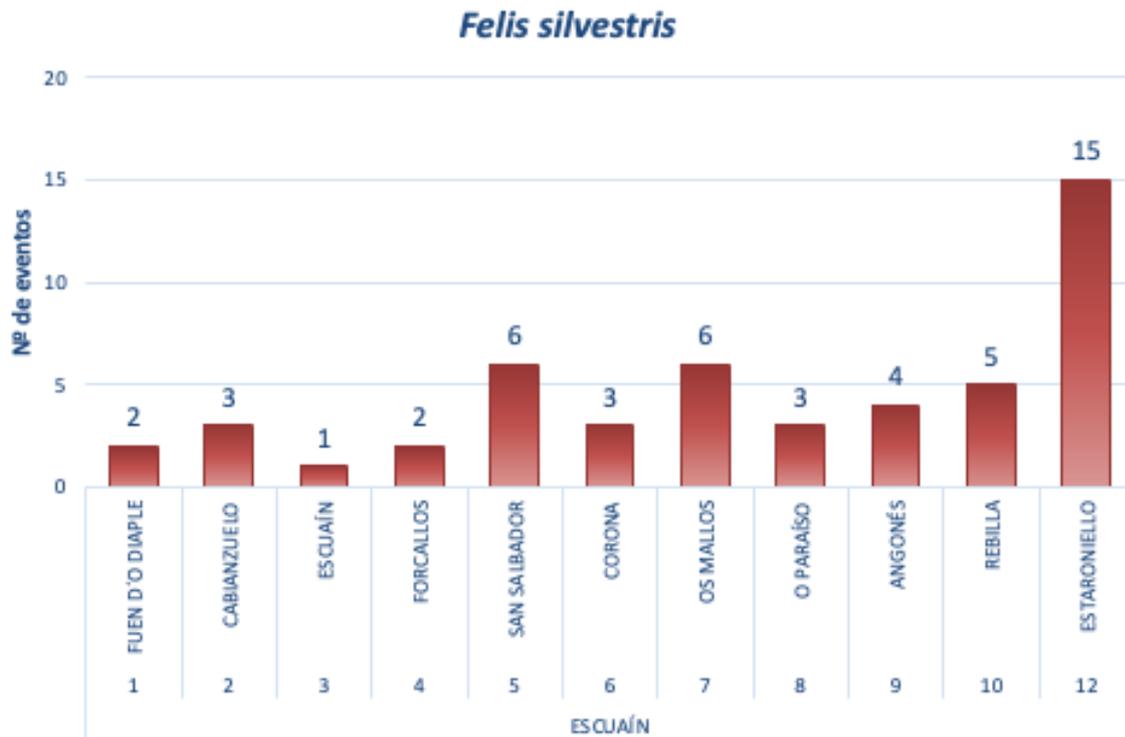


Gráfico 8.11 Número de eventos de gato montés (*Felis silvestris*) detectados en las cámaras colocadas en el valle de Escuaín.

Por ahora, podemos afirmar que en el caso de la cámara 2 “Cabianzuelo”, donde se han registrado 3 eventos diferentes de la especie, se pueden diferenciar, como mínimo, dos individuos distintos gracias a las diferencias en los anillos de la cola (Fotografías 8.25 y 8.26). En la Fotografía 8.24 la posición de la cola y la lejanía hacen que no se puedan diferenciar bien los anillos y los espacios entre ellos, pudiendo corresponderse con el individuo detectado en la fotografía 8.26.

También se han detectado diferencias individuales en las imágenes capturadas en la cámara 10 “Rebilla”, con 5 eventos de la especie detectados. Podemos diferenciar, al menos, dos individuos diferentes gracias al patrón de los anillos de la cola (Fotografías 8.27 a 8.31).



Fotografía 8. 24 (Arriba), Fotografía 8. 25 (Abajo izda.) y Fotografía 8. 26 (Abajo dcha.)
Diferencias individuales de gato montés (*Felis silvestris*) detectadas en la cámara de “Cabianzuelo” (Escuaín).



Fotografía 8. 27 (Arriba izq), Fotografía 8.28 (Arriba dcha.), Fotografía 8. 28 (Medio izq), Fotografía 8. 29 (Medio dcha.) y Fotografía 8. 30 (Abajo.) Diferencias individuales de gato montés (*Felis silvestris*) detectadas en la cámara de “Rebilla” (Escuaín).

En esta serie de fotografías se ha extraído una imagen de cada uno de los eventos registrados en la cámara 10 “Rebilla”, (5 eventos en total). Como puede observarse, las fotografías 8.28, 8.30 y 8.31 podrían corresponder a un mismo individuo por el patrón de los anillos de la cola,

mientras que las fotografías 8.27 y 8.29 podrían corresponder con otros dos individuos distintos. Así, podemos decir que al menos hay dos individuos diferentes capturados en esta localidad.

El resto de las fotografías y diferencias individuales se intentarán analizar más adelante, con el fin de afinar un poco más con respecto a la abundancia de la especie en el área de estudio.

Valle de Pineta

En el valle de Pineta **se ha detectado la especie en el 75% de las cámaras instaladas**, 9 de 12 cámaras han resultado positivas a la presencia de gato montés. Las localidades con mayor número de eventos han sido la “Pista de la Estiba 2” y “Montaspro medio – La Larri”, donde se han registrado 5 y 4 eventos de la especie respectivamente (Gráfico 8.9).

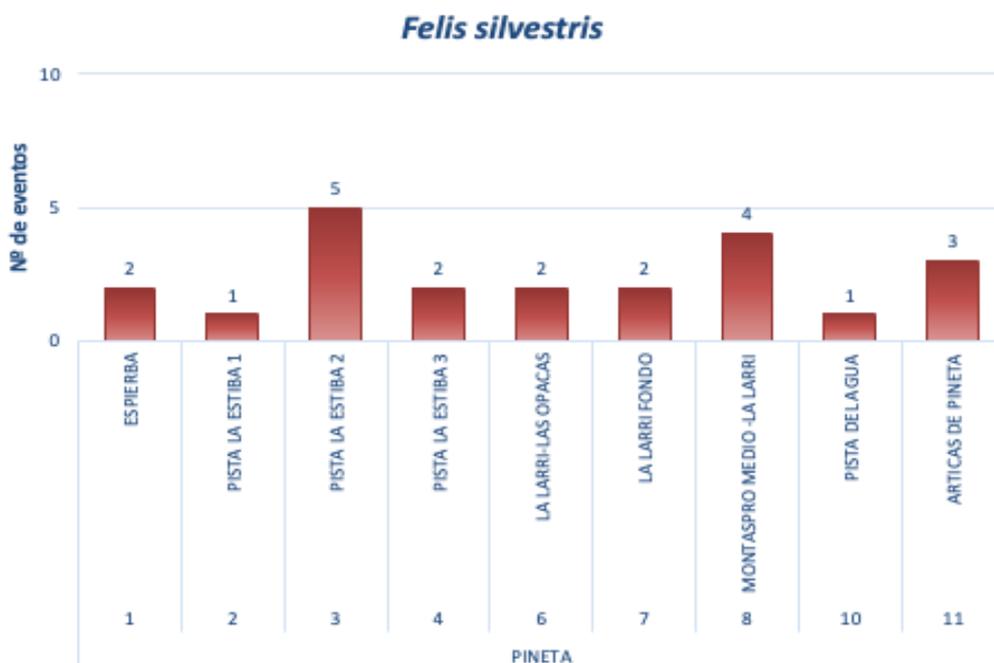


Gráfico 8. 12 Número de eventos de gato montés (*Felis silvestris*) detectados en las cámaras colocadas en el valle de Pineta.

Al igual que en los otros dos sectores, el número de individuos detectado en cada caso podrá ser analizado más adelante gracias al estudio de marcas individuales en el pelaje.

Resumen de resultados presencia gato montés

En conjunto, entre las 37 cámaras instaladas en los 3 sectores estudiados se han registrado un total de 125 eventos de la especie: 53 en Añisclo, 50 en Escuaín y 22 en Pineta (Tabla 8.8,

Gráfico 8.10). El número de cámaras positivas a la presencia de gato montés alcanza el 69,23% en Añisclo, el 91,66% en Escuaín y el 75% en Pineta (Tabla 8.8).

SECTOR	Nº cámaras instaladas	Nº cámaras Positivas	Nº Cámaras Negativas	Nº Eventos registrados
AÑISCLO	13	9	4	53
ESCUAÍN	12	11	1	50
PINETA	12	9	3	22
Total	37	29	8	125

Tabla 8.8 Número de cámaras positivas y negativas a la presencia de gato montés y nº de eventos registrados por sector.

Número de eventos de *Felis silvestris* por sector

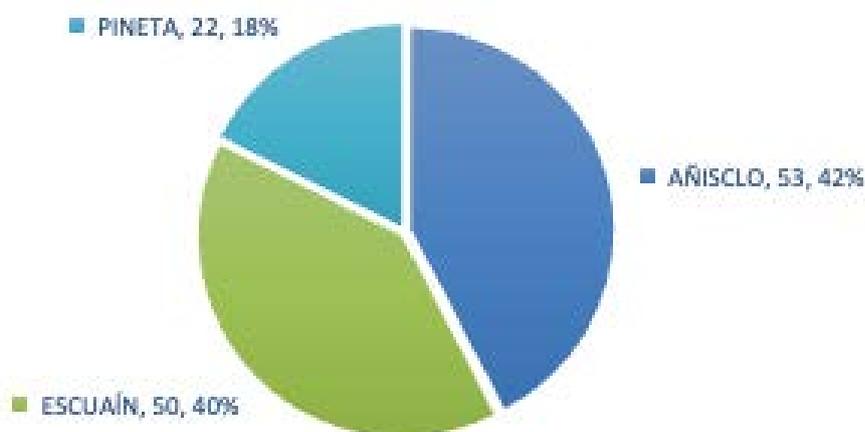
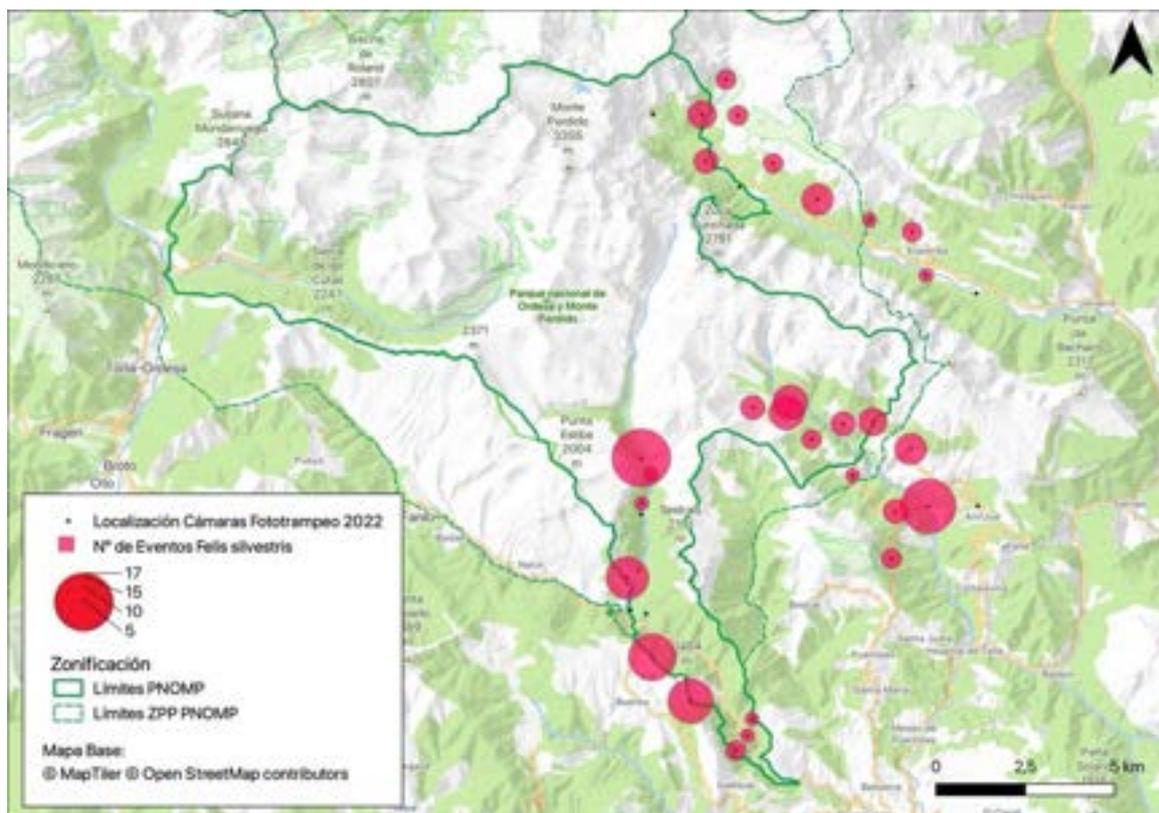


Gráfico 8.13 Número de eventos de gato montés (*Felis silvestris*) detectados por sector.



Gráfico 8.14 Resultados Presencia/Ausencia de gato montés (*Felis silvestris*).

Conjuntamente, con los resultados obtenidos podemos afirmar que el gato montés está presente en cada uno de los valles estudiados, habiendo sido detectado en 29 de las 37 cámaras instaladas, lo que supone un **78,37%** de las localidades.



Mapa 8. 5 Número de eventos de gato montés registrados en las cámaras de fototrampeo instaladas en 2022.

8.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se llevan realizando acciones de fototrampeo desde el año 2012. Entre los años 2012 y 2020 se pudieron hacer una serie de ensayos piloto que permitieron calcular la detectabilidad media que presentan las diferentes especies de mamíferos; este parámetro es fundamental para poder calcular cual es el esfuerzo necesario de muestreo que hay que invertir en cada localidad para detectar cada una de las especies objetivo con una potencia estadística determinada.

Los primeros análisis realizados con los datos de las temporadas 2012 y 2013 ya obtuvieron unas primeras detectabilidades medias calculadas para las especies objeto de estudio; apuntando que algunas especies, las más detectables, era posible seguirlas con un esfuerzo de muestreo establecido en tres semanas en cada localidad, mientras que para otras, las menos detectables, este esfuerzo era insuficiente y había que ampliar el periodo si se querían localizar. Con el análisis de la información recogida en las siguientes temporadas (2014 - 2022) se espera poder precisar mejor el esfuerzo necesario para realizar un seguimiento

adecuado de estas especies (Nº localidades, Nº días en cada localidad) y que, además, sea lo más eficiente posible en el consumo de recursos.

En estos años, el trabajo ha incidido mucho en el muestreo de las zonas bajas del Parque Nacional, considerando que éstas podrían aportar más y mejor información, a consecuencia de la mayor riqueza de especies que presentan frente a las zonas altas, mucho más pobres en especies.

Se demuestra que el fototrampeo es una metodología útil de cara al seguimiento general de mesomamíferos (ungulados y carnívoros).

Este año 2022 se ha continuado con la colaboración que se inició en 2020 con el proyecto “*Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (Felis silvestris) en España*”, dirigido por la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid y en colaboración con la organización Bastet Conservation, y que tiene como coordinador a Emilio Virgós. El PNOMP es uno de los puntos de estudio del proyecto entre otros a lo largo de todo el territorio nacional.

El año 2020, se realizó una primera colaboración en el censo nacional de gato montés, donde el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido aportó su primer trabajo específico realizando el censo de gato montés en el valle de Ordesa, donde se detectó la especie en 3 de las 12 localidades escogidas para la colocación de cámaras de fototrampeo siguiendo la metodología indicada por la Universidad Rey Juan Carlos. Así se detectó la especie en un 25% del área estudiada.

Este año 2022 se ha realizado un gran esfuerzo de campo y se han abarcando tres valles diferentes (Añisclo, Escuaín y Pineta) durante seis meses no consecutivos de estudio. Esto ha supuesto una triple instalación de doce cámaras de fototrampeo, con una duración cada una de dos meses y una revisión quincenal de los resultados.

Los resultados obtenidos han sido realmente sorprendentes, habiendo detectado gato montés en 29 de las 37 cámaras instaladas en el total del territorio estudiado en los 3 valles, lo que supone un 78,37%.

El sector con mayor número de localidades positivas para la presencia de gato montés ha sido el valle de Escuaín, donde se ha detectado la especie en 11 de 12 localidades (91,66%). Tanto en Añisclo como en Pineta el número de localidades positivas para la especie es de 9, lo que corresponde a un 69,23% en el caso de Añisclo (donde se instalaron 13 cámaras) y a un 75% en el caso de Pineta (donde se instalaron 12 cámaras).

Este seguimiento ha permitido proseguir con los seguimientos de mesomamíferos del Parque Nacional en territorio forestal, de manera que este año se ha constatado la presencia en estas zonas de 15 especies de mesomamíferos silvestres.

8.6 REFERENCIAS

- Karanth, U. K. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture--recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A. y Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Millán, J., Gortázar, C., Marco, J. y Escudero, M.A. 2001. Carnívoros detectados mediante recorridos nocturnos en Aragón. *Galemys nº 13* (nº especial): 25-36.
- Monterroso, P. , Alves, P. C., y Ferreras, P. 2011. Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research*, 38, 446–454. <https://doi.org/10.1071/WR11060>
- O’Connell, A. F., Nichols, J.D. y Karanth, K.U. 2011. *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer, New York, 271 pp.
- Palomares, F., Navarro, C. S., López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Godoy, J. A., Roldán, E. R. S., Gomendio, M., Göritz, F., y Jewgenow, K. 2011. Estudio de las poblaciones de carnívoros del Parque Nacional de Doñana usando métodos no invasivos. En: Ramírez, L. y Asensio, B. (Eds.), *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp. 253-276.
- Williams, B. K., Nichols, J. D., y Conroy, M. J. 2002. *Analysis and management of animal populations. Modelling, Estimation, and Decision Making*. Academic press.

8.7 BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

- Barea-Azcón, J.M., Virgós, E., Ballesteros-Duperón, E., Moleon, M. y Chiroso, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods En: Hawksworth, D.L., Bull, A.T. (eds) *Vertebrate Conservation and Biodiversity. Topics in Biodiversity and Conservation*, vol 5. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6320-6_26

- Belant, J.L. y Wilting, A. 2013. Foreword: Methods for detecting and surveying tropical carnivores. *The Raffles Bulletin of Zoology* nº 28 I-III. <http://zoobank.org/urn:lsid:zoobank.org:pub:8C08EBD4-5C18-429C-8C56-9E6910EF4749>
- Casas-Díaz, E., Peris, A., Serrano, E., Sebastián, F., Torrentó, J., Miño, A., Casanovas, R. Marco, I. y Lavín, S. 2011. Estima de la densidad de una población de jabalí (*Sus scrofa*) mediante trampeo fotográfico: estudio piloto en Cataluña. *Galemys*, 23 (nº especial): 99-104
- Gómez, I., Carmena, F., Antor, R. y Villagrasa, E. 2012-2014. Seguimiento y censo de depredadores en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., Lapoint, S.D., Bogan, D.A. y Cryan, J.R. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34(4): 1142-1151. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1142:ACONTT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1142:ACONTT]2.0.CO;2)
- González-Esteban, J., Villate, I. & Irizar, I. 2004. Assessing camera traps for surveying the European mink, *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761), distribution. *Eur J Wildl Res* 50: 33-36
- Guzmán, J.N., García, F.J. y Garrote, G. 2002. Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España (2000-2002). Tragsa. Ministerio de Medio Ambiente.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G & Pivello, V.R., Pibello, S.T. y Meirelles, S.T. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *Eur J Wildl Res* 54:739–744. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0205-8>
- Mate, I. y Barrull, J. 2010. Primera cita de visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) en el río Montsant (Tarragona). *Galemys*, 22 (2): 63-65. DOI:10.7325/Galemys.2010.2.N7
- Peris, A., Tena, L. y Villena, A. 2011. Abundancia de ginetas (*Genneta genetta*) en un encinar mediterráneo. Estimación mediante trampeo fotográfico. *Galemys*, 23 (nº especial): 73-79.
- Ramos, P.L., Merchán, T. Rocha, G. y Hidalgo, S.J. 2009. Distribución actual del meloncillo (*Herpestes ichneumon*) en el sur de la provincia de Salamanca y en el norte de la provincia de Cáceres. *Galemys*, 21 (nº especial): 133-142
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D. y Meek, P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2), 148–156. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-6316>.

- Roberts, N.J. 2011 Investigation into survey techniques of large mammals: surveyor competence and camera-trapping vs. transect-sampling. *Bioscience horizons*, 4, nº1. <https://doi.org/10.1093/biohorizons>
- Silveira, L., Jacomo A.T.A., Alexandre, J., y Diniz-Filhoa, F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Sunarto, Sollman, R., Mohamed, A. y Kelly, M.J. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *The raffles Bulletin of Zoology Supplement*, 28: 21–42. <http://zoobank.org/urn:lsid:zoobank.org:pub:804A6DC9-A92A-41AE-A820-F3DA48614761>
- Torre, I, Ribas, A, y Arrizabalaga, A. 2009. Estudio de la comunidad de carnívoros del P.N. del Montseny (Catalunya) mediante trampeo fotográfico. *Galemys* 21 (nº especial): 165-180.
- Torre, I, Arrizabalaga, A. y Flaquer, C. 2003. Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el Parque Natural del Montnegre y el corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys*, 15(1) pp 15-28.
- Vine, S.J., Crowther, M.S., Lapidge, S.J., Dickman, C.R., Mooney, N, Piggot, M.P. y English, A.W. 2009. Comparison of methods to detect rare and cryptic species: a case study using the red fox (*Vulpes vulpes*) *Wildlife Research*, 36, 436–446. www.publish.csiro.au/journals/wr
- Zielinski, W.J. y Kucera, T.E. 1995. *American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for Their Detection*. USDA Forest Service General Technical Report PSW GTR-157.

CAPÍTULO 9. APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

PROPUESTA RB-24020

Memoria 2022



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

SARGA – GOBIERNO DE ARAGÓN



Unión Europea

Fondo Europeo Agrícola
de Desarrollo Rural

Europa invierte en las zonas rurales



sarga



**GOBIERNO
DE ARAGÓN**

Departamento de Agricultura,
Ganadería y Medio Ambiente

APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria 2022

Dirección de la propuesta

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

Francisco Villaespesa. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor Castellarnau. Dirección del informe.

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Trabajo de campo y gabinete, coordinación.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Trabajo de campo, redacción del informe y tratamiento cartográfico.

Fernando Carmena Flores. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Revisión del informe.

Ana Trujillano Dorado. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP – Gobierno de Aragón.

Ramón Castillo. APN. Coordinación.

Personal en Prácticas

Miguel Moreno Acevedo. Trabajo de campo.

Ana Rodríguez Brualla. Trabajo de campo.

"Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural:

Europa invierte en zonas rurales" (operación del PDR 7.1.a).

Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno, P., Carmena, F. y Villaespesa, F. 2022. Apoyo a los trabajos de Conservación en el PNOMP SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2022: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.

CONTENIDOS

CAPÍTULO 9. APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO	452
9.1 RESUMEN.....	456
9.2 INTRODUCCIÓN.....	457
9.3 CENSO DE SARRIOS.....	458
9.4 CAMPAÑA DE RECOGIDA DE DATOS SOBRE LA MARIPOSA APOLO	459
9.5 SEGREGACIÓN TRÓFICA EN LOS CARNÍVOROS IBÉRICOS	461
9.6 ESTUDIO DE LAS MUSARAÑAS EN EL PNOMP	462
9.7 SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL GATO MONTÉS EN EL PNOMP.....	463
9.8 SEGUIMIENTO DE LA ORQUÍDEA <i>C. CALCEOLUS</i> EN EL VALLE DE ORDESA.....	465
9.9 PROYECTO GLORIA.....	467
9.10 ESTUDIO DE PATÓGENOS EN PPNN DE ESPAÑA.....	469
9.11 REUNIONES DE COORDINACIÓN.....	469
9.12 PRÁCTICAS FORMATIVAS Y JORNADAS CON VOLUNTARIADO MEDIOAMBIENTAL	470
9.13 ELABORACIÓN DE MATERIAL DIVULGATIVO Y DIDÁCTICO PARA EL PNOMP	473
9.14 OTROS TRABAJOS.....	477

9.1 RESUMEN

En este capítulo se engloban aquellos trabajos de apoyo a los estudios científicos y de conservación que se desarrollan anualmente en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) y en los que ha participado en mayor o menor grado el personal destacado en la propuesta de seguimiento ecológico (ejecutada por SARGA). También se detallan otras acciones como las desarrolladas en materia de divulgación medioambiental y colaboraciones con grupos de voluntariado que realizan su actividad en el Parque Nacional.

En 2022 se ha colaborado en los censos conjuntos del sarrío (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) en el PNOMP con la realización de algunos recorridos durante el otoño.

También en 2022 ha tenido continuidad la campaña de seguimiento de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*), que alcanza su decimotercera edición.

Durante esta temporada se ha trabajado junto con científicos de la Estación Biológica de Doñana (EBD) en la realización de dos trabajos: los muestreos de micromamíferos y la segregación trófica en los carnívoros.

Dando continuidad a los estudios sobre gato montés (*Felis silvestris*) en colaboración con la Universidad rey Juan Carlos de Madrid, se han muestreado tres valles del Parque Nacional: Añisclo, Escuaín y Pineta. Todos los datos fueron enviados al coordinador siguiendo los protocolos establecidos.

Se ha colaborado también en el proyecto GLORIA sobre el estudio de la flora alpina y los efectos del cambio climático sobre sus comunidades.

Se han continuado las colaboraciones con las campañas de verano de Voluntariado medioambiental que se llevan a cabo todos los años en los parques nacionales españoles. La Asociación Herpetológica Española (AHE) ha desarrollado dos campañas de trabajo en la zona colaborando además con los trabajos englobados dentro del programa de seguimiento ecológico, en concreto con los muestreos de topillo nival y la restauración de hábitats para rana pirenaica con la retirada de especies piscícolas exóticas.

En SARGA, las prácticas formativas también han tenido continuidad en nuestro programa, tutorando a un alumno a tiempo completo y atendiendo a otros de entidades afines (Instituto Pirenaico de Ecología, IPE-CSIC).

A lo largo de la temporada se han mantenido numerosas reuniones con diversos grupos de investigación, vía telemática o presencial, para colaborar en las estrategias de los muestreos y optimizar los recursos. Se detallan a lo largo de este capítulo.

También se han desarrollado contenidos divulgativos en formato de carteles que forman parte del archivo del PNOMP destinados a la ilustración científica y como herramientas para la educación ambiental.

9.2 INTRODUCCIÓN

Los parques nacionales son un motor para la investigación y ofrecen la posibilidad de trabajar en unos espacios prístinos, donde los procesos naturales siguen todavía alterados en la menor medida posible por la acción humana. Sin embargo, algunas de las amenazas que se ciernen sobre nuestras montañas son, por desgracia, de carácter global y ningún hábitat está a salvo de ellas. Al contrario, los ecosistemas de montaña se han mostrado como altamente sensibles al cambio climático, al calentamiento global y a la contaminación atmosférica.

En este contexto, numerosos grupos de científicos desarrollan su trabajo en duras condiciones en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) para conocer la respuesta de los diferentes ecosistemas a los bruscos cambios de las condiciones medioambientales a las que nos enfrentamos, su resiliencia y poder ofrecer alternativas, soluciones o medidas de gestión y adaptación al futuro inmediato. Son numerosos los proyectos de investigación que desde la red de parques nacionales se aprueban y se desarrollan cada temporada, cada uno presentado por una institución diferente y un equipo humano distinto, concedores, en mayor o menor medida, de las características geográficas y medioambientales a las que se deben enfrentar.

Además de estos proyectos de investigación que se aprueban anualmente, el PNOMP desarrolla otras actividades relacionadas con la conservación en las que colabora personal de la propuesta de seguimiento ecológico como son los censos conjuntos de sarríos (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) durante la primavera y el otoño.

Otros trabajos de cooperación entre instituciones fueron iniciados hace más de una década, como el seguimiento de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*), basado en la recogida de información de campo mediante fichas que se distribuyen en los diferentes Centros y Oficinas

de Información del Parque Nacional. El apoyo material y humano se plasma también en el desarrollo y colaboración con programas tanto de prácticas universitarias formativas, como de voluntariado medioambiental en nuestros parques nacionales.

Se detallan a continuación las actuaciones más destacadas que se han llevado a cabo en el marco del apoyo a la conservación que marca esta propuesta.

9.3 Censo de sarríos (*Rupicapra p. pyrenaica*)

El censo conjunto de sarríos del Pirineo aragonés se viene desarrollando desde hace más de una década coordinado por Juancho Herrero, de la Universidad San Jorge de Huesca. El PNOMP colabora en dichos censos con la realización de casi veinte recorridos en altura durante los meses de junio y octubre. Este año se ha colaborado sólo con los censos de otoño por problemas de calendario; se realizaron tres recorridos en los sectores de Ordesa (Faja Pelay), Añisclo (Mondotó - la Estiba) y Pineta (Faja Tormosa) durante los días 24, 25 y 26 de octubre respectivamente.



Fotografía 9. 1 Sarrío (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*).

Los recorridos de Ordesa y Añisclo se realizaron sin problemas, pudiéndose datar y sexar la mayoría de los ejemplares; las condiciones meteorológicas fueron aceptables y no hubo ninguna incidencia reseñable. Los datos de campo fueron recogidos en una ficha de campo

ideada al efecto y en la aplicación móvil *Cybertracker*, donde existe un proyecto propio del Parque Nacional específico para este tipo de censos.

El recorrido de Pineta se vio alterado por las peligrosas condiciones en las que se encontraba el paso de la avalancha ocurrida a finales de verano, un potentísimo “*Drebis flow*” que arrasó la ladera por donde discurría la senda. El censo se hizo hasta donde fue posible, consiguiendo el avistamiento de varios ejemplares que fueron identificados sin ningún tipo de duda.

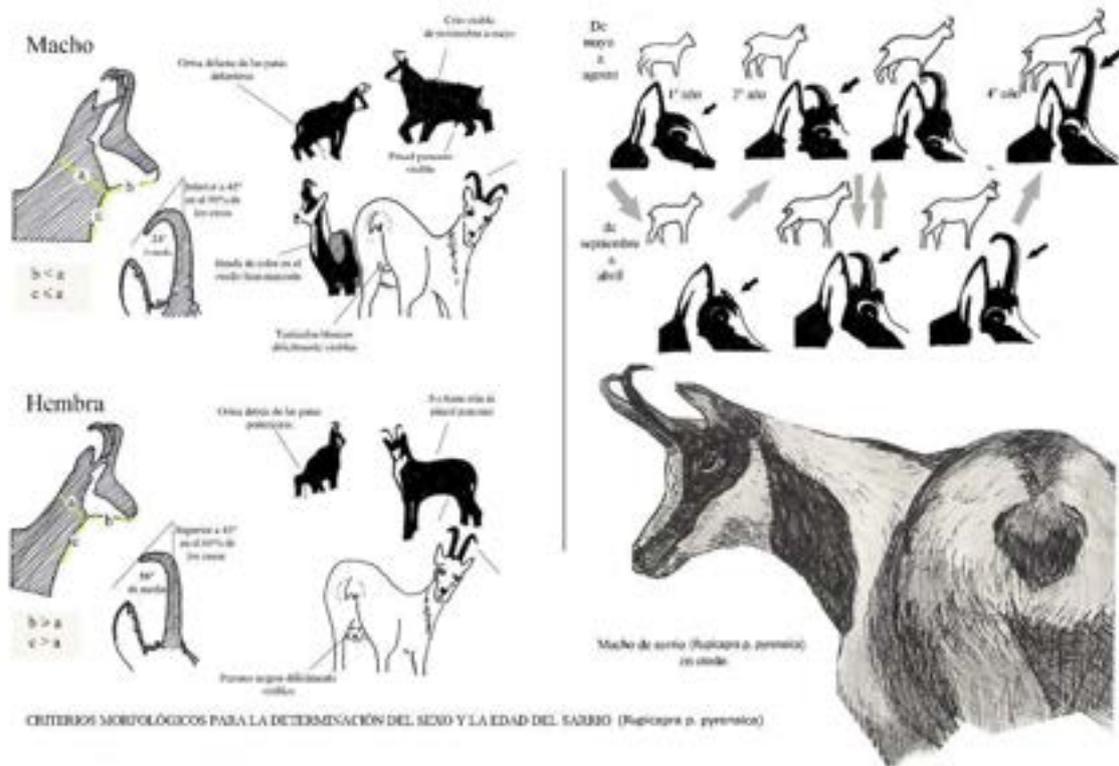


Imagen 9. 1 Ficha de determinación del sexo y la edad en el sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*)

Posteriormente, las fichas fueron entregadas en el C.V de Torla y enviadas desde la aplicación al servidor correspondiente. Luego son enviadas al Servicio de Caza del Servicio Provincial de Huesca (CC. José Luís Alarcón) quien compila toda la información y la remite posteriormente a los expertos que se encargan de analizarla para el Gobierno de Aragón (Coordinador: Juan Herrero, Escuela Politécnica de Huesca, Universidad de Zaragoza).

9.4 Campaña de recogida de datos de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*)

En 2022 se ha cumplido la decimotercera campaña de recogida de datos de campo de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*). Durante los meses previos al verano, se distribuyeron en las diferentes oficinas de información y centros de visitantes del Parque Nacional los carteles anunciadores de la campaña y las fichas diseñadas para la recopilación de datos de presencia de la especie (Ver imagen 9.2).



La mariposa apolo es una especie incluida en el apartado "De interés especial" en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.

Presenta actividad diurna y es una especie fácil de identificar por su notable tamaño (envergadura alar entre 60 - 70 mm) y su característica coloración blanca ornamentada de negro, rojo y gris iridiscente.

En el Sur de Europa vive en zonas montañosas entre los 1500 y 2500 m de altitud, ocupando pendientes de baleros con pastos alpinos y subalpinos en áreas pedregosas donde crecen sus plantas hospederas.

La cruga es de color negro con filas de pequeñas manchas naranjas o azules e (en la lado, llega a alcanzar los 3 cm de longitud) se alimenta de plantas como (*Genista sp.*).

Es una especie amenazada, con algunas de sus poblaciones en claro retroceso en el Sur de Europa. La campaña en la que colabora servirá para conocer su estado de conservación en el Parque Nacional.

Si quiere participar, por favor rellene la siguiente ficha y entréguela en cualquiera de los siguientes puntos de atención al visitante del Parque:

- Valle de Ordesa: Centro de Interpretación de Torla y Punto de Información de la Pradera de Ordesa.
- Valle de Añeto y Escudo: Punto de Información en Escudo y Torla Oficina del Parque Nacional en Escoria.
- Valle de Pineta: Oficina de Torla y Punto de Información de Pineta.

O si lo prefiere puede enviarla directamente a la siguiente dirección:
info@parquenacionalaragon.com

MARIPOSA APOLLO. FICHA DE RECOGIDA DE DATOS DE CAMPO
 Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Valle o zona de Parque Nacional	Lugar de observación (toponimia alpinos)	Fecha	hora	Número observado (observado)	Identificación (nombre de la especie)

UN OBSERVACIONES DURANTE EL RECORRIDO

Datos de la observación
 Fecha: _____, hora: _____
 Nombre de contacto: _____, correo electrónico: _____

Detalles observados (marque la casilla o casillas correspondientes de la primera observación): cobrado parcialmente cobrado cubierto
 (Involución) 100% moderada fuerte
 (Alas) sin alas rojo malvaado rojo constante fuerte malvaado
 (Mantillo) fuerte rojo fuerte rojo fuerte (Cuchetas) fuerte
 (Distribución del estado de conservación) 100% fuerte fuerte fuerte variable

¿observa esta especie de mariposa? sí no ¿qué fecha observó antes? 1 2 el número de veces que ha observado en su vida: _____

¿habla con otro caso en el mapa de la página siguiente al lugar en donde lo ha observado?

Si la fotografía de las observaciones y desea enviar copia de los datos al Parque Nacional puede hacerlo a la dirección de correo electrónico: info@parquenacional.com. Mediante el envío electrónico al Parque Nacional, a que la foto sea eliminada en el servidor del Parque mediante sistema de seguridad en la que se le garantiza la confidencialidad.

¡Recuerde que la ausencia de asentamientos es también un dato importante!
 Si es así, no olvide indicarlo en la casilla correspondiente de la ficha.

Imagen 9. 2 Modelo de ficha de seguimiento para la mariposa apolo.

Las coordenadas UTM donde fueron avistados los distintos individuos fueron recogidas



mediante aparatos GPS o aplicaciones vinculadas a teléfonos móviles. La información cartográfica fue recogida en el sistema de referencia ETRS89; todas las coordenadas se trasladaron al Huso 30 T para poder representar los resultados.

Todas las observaciones que se realizaron a lo largo de 2022 fueron recogidas en la ficha de campo diseñada a tal efecto y luego trasladadas a una hoja Excel. Posteriormente los resultados, tanto de 2022 como de la serie histórica 2010-2022, se plasmaron en cartografía mediante un Sistema de Información Geográfica de uso libre (Q-GIS).

Fotografía 9. 2 Mariposa apolo (*Parnassius apollo*).

9.5 Segregación trófica en los carnívoros ibéricos.

Proyecto científico desarrollado por la Estación Biológica de Doñana (investigador principal: Francisco Palomares) en el que se ha colaborado estableciendo el PNOMP como un nódulo más dentro de la red de espacios naturales que abarca el proyecto en la península ibérica.

Se realizó una jornada de formación para los colaboradores en los que se enseñó la metodología de toma de muestras de carnívoros y la App de toma de datos de campo en el teléfono móvil para su posterior envío a un servidor central (programa *Cybertracker*, proyecto particular).

Durante los meses de verano y otoño se recogieron muestras de diferentes especies de mamíferos carnívoros que fueron registradas, recolectadas, etiquetadas y mantenidas en correcto estado de conservación hasta su envío al coordinador del proyecto.

9.6 Estudio de las musarañas en el PNOMP.

Este proyecto también ha sido llevado a cabo por la Estación Biológica de Doñana y la Universidad de Huelva (EBD: Jacinto Román y Francisco Palomares, UH: Javier Calzada), consistente en el muestreo de musarañas y micromamíferos en el PNOMP y destinado a conocer mejor la comunidad presente en el espacio natural y resolver algunas dudas sobre la distribución espacial de ciertas especies.

Se colaboró en la instalación y revisión de trampas de captura en la zona del Soaso de Ordesa durante la semana del 19 al 23 de septiembre, apoyando a los investigadores principales tanto en las tareas propias del trabajo de campo como en labores logísticas de porteo material y humano. Dichos trabajos se compaginaron con los muestreos de topillo nival (*Chyonomis nivalis*) en el tiempo y el espacio propios del programa de seguimiento ecológico, por lo que la ayuda fue mutua y la experiencia muy positiva.

En estos trabajos se contó también con la ayuda de personal del IPE-CSIC con los que colaboramos activamente en el muestreo de micromamíferos (Jesús Martínez Padilla).



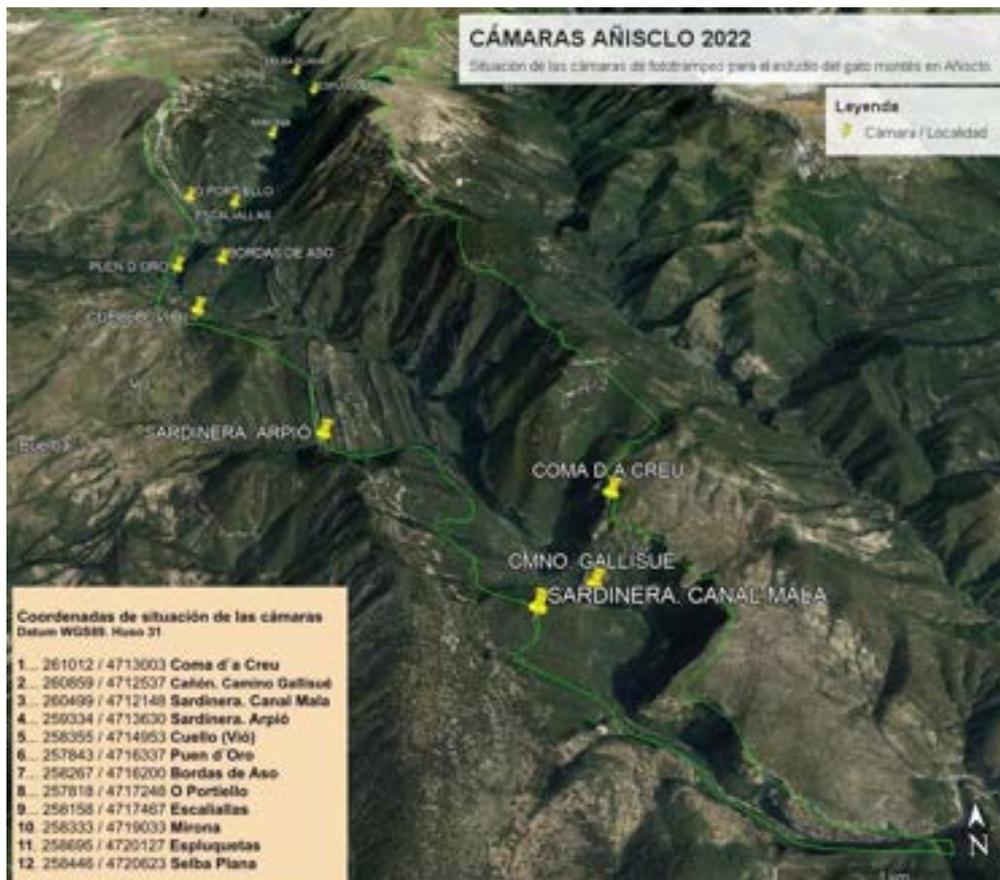
Fotografía 9. 3 Musaraña enana (*Sorex minutus*) capturada en el muestreo.

9.7 Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España.

Proyecto dirigido por la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid en colaboración con la organización Bastet conservation y que tiene como coordinador a Emilio Virgós, donde el PNOMP es uno de los puntos de estudio distribuidos por toda España.

La colaboración se inició en 2020 con un primer censo en el valle de Ordesa, pero ha sido en 2022 cuando se ha realizado un gran esfuerzo de campo, abarcando tres valles diferentes durante seis meses no consecutivos de estudio.

En 2022 se ha desarrollado el trabajo en los valles de Añisclo, Escuaín y Pineta, lo que supone la triple instalación de doce cámaras con una duración cada una de dos meses y una revisión quincenal de los resultados y para reponer los cebos, pilas y tarjetas del equipo de campo; recordemos que el trabajo se hace mediante cámaras de fototrampeo.



Mapa 9.1 Área de estudio en el valle de Escuaín 2022.

El desarrollo de estos trabajos se plasma en profundidad en el Capítulo 8 de esta memoria.

La experiencia ha resultado muy positiva y ha contado con la colaboración de numeroso personal de la guardería del PNOMP y del personal de SARGA que ejerce labores de mantenimiento, vigilancia e información.



Fotografía 9. 4 Gato montés (*Felis silvestris*) en una cámara de fototrampeo del valle de Escuaín en 2022.

9.8 Seguimiento de la orquídea *Cypripedium calceolus* en el valle de Ordesa

El Instituto Pirenaico de Ecología (IPE – CSIC) tiene en el PNOMP una zona de estudio predilecta, donde desarrolla numerosos proyectos de diversa índole. En lo que se refiere al seguimiento de flora amenazada, una de sus atenciones recae en la orquídea llamada zapatito de dama (*Cypripedium calceolus*), que cuenta en el Parque Nacional con varios núcleos poblacionales de vital importancia para la especie.

Anualmente se censan las poblaciones de dichos núcleos, anotando en la ficha de campo diferentes aspectos de cada pie analizado (estado, edad, vegetativo o con fruto, depredado...). En 2022 se procedió al censado de las localidades existentes en el valle de Ordesa, que realizó la investigadora del IPE-CSIC Marta Quintana y que contó con la ayuda de dos técnicos de la empresa SARGA. Dichos censos en parcelas previamente delimitadas se realizaron los días 8 y 9 de junio de 2022, en unas condiciones ambientales perfectas para el trabajo.

Los resultados obtenidos pasan a engrosar el histórico del estudio de la evolución de esta especie en las distintas poblaciones del Parque Nacional.



Fotografía 9. 5 Ejemplar en flor de *Cypripedium calceolus* en el valle de Ordesa

9.9 Proyecto GLORIA

GLORIA (*Global Observation Research Initiative in Alpine Environments*) es un proyecto internacional de observación y estudio a largo plazo para evaluar los impactos del cambio climático sobre la flora alpina de diferentes cordilleras del mundo. Para ello, en un principio se diseñó un muestreo aplicable en cualquier área montañosa con el que se pudieran comparar las diferentes regiones montañosas del mundo, estudiar su evolución, observar los cambios que se producen, comprobar la resiliencia de la flora alpina y su futuro inmediato de continuar con las condiciones actuales de cambio climático y calentamiento global.

El PNOMP ha sido desde el principio uno de los macizos montañosos escogidos para este ambicioso estudio que lidera el IPE – CSIC y cuyo inicio tuvo lugar en los albores del S. XXI, con un plazo de finalización en 2100. Las cimas de Punta Cuta (2.241 m), Custodia (2.519 m), Tobacor (2.779 m) y Punta las Olas (3.022 m.) fueron desde el principio escogidas como lugares de estudio; desde entonces, sumándose posteriormente a esas cimas iniciales alguna más como el pico La Munia (3.134 m), cada 7 años, un potente equipo experto en flora alpina sube a las cumbres a desarrollar un exhaustivo trabajo en las parcelas de seguimiento allí instaladas.

La colaboración de personal del PNOMP y de la empresa SARGA ha sido constante y continua desde el inicio del proyecto y, en 2022 se ha plasmado en dos jornadas de muestreo en altura acompañando a los miembros del IPE – CSIC encargados del trabajo. En concreto se trabajó en las cimas de Punta Cuta y Custodia.



Fotografía 9. 6 *Erodium glandulosum*.

Estudio del efecto del calentamiento global en la flora de alta montaña.

21 años de proyecto GLORIA

(*Global Observation Research Initiative in Alpine environment)

José Luis Benito Alonso¹, Luis Villar² & Juan José Jiménez Jaén²

¹ Proyecto GLORIA-Aragón - Alube Consultor Botánico y Edición, Jaca (Huesca) - jolube@alube.net / www.jolube.es
² Instituto Pirenaico de Ecología, IPE-CSIC, Jaca (Huesca), info@ipeccs.csic.es - jimenez@ipe.csic.es / www.ipe.csic.es

Origen del proyecto GLORIA

Se observaron cambios en la flora de montaña en los Alpes a lo largo de 100 años. También se ha constatado un aumento de la temperatura media del planeta en los últimos 100 años.

Objetivos de GLORIA

El proyecto GLORIA, diseñado para la investigación y el seguimiento global de los ambientes alpinos tiene por objeto establecer una red para conocer de qué manera está afectando el calentamiento global a la flora de alta montaña.

¿Por qué GLORIA es original?

Es la primera vez que se realiza un monitoreo coherente, con la misma metodología, simultáneo primero en 18 montañas de Europa 2000 y ahora en 115 montañas de todo el mundo, de los efectos del calentamiento global sobre un ecosistema concreto, las comunidades de flora vascular de la alta montaña alpina.

¿Por qué los ecosistemas alpinos?

Las pequeñas variaciones que se registran en estos ambientes no son atribuibles a otros factores.

La flora de alta montaña alpina es un ecosistema representativo en todas las continentes y se puede estudiar en todas las condiciones de la Tierra.

- El estudio de la flora es sencillo. El método es aplicable a cualquier montaña, con pequeñas adaptaciones.
- Permite hacer comparaciones entre montañas y continentes.

La red GLORIA-ARAGÓN

El proyecto GLORIA en Aragón está representado por tres zonas piloto (ZP), las ubicadas en el Pirineo y una en el Sistema Ibérico septentrional.

- ES-CPY** Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Representa la flora del Pirineo central catalán. ZP establecida en 2001, se repitió el muestreo en 2008, 2015 y 2022, este año dentro del proyecto Microclimas.
- ES-SPV** Valles de Tena y Bielsa. Representa la flora del Pirineo central español. ZP establecida en 2011 y repetida en 2018.
- ES-MON** Moncayo. Representa la flora de la alta montaña mediterránea ibérica. ZP establecida en 2012 y repetida en 2019.

Método

- En cada macizo estudiado se sitúan cuatro climas, a diferentes altitudes, geología/terreno similares y climatización topográfica, lo que denominamos ZONA PUNTO (ZP).
- Representan las sucesas supercontinentales de vegetación, desde el piso alpino inferior al niválico.
- En cada clima se establecen cuatro parcelas de 1 x 1 m en cada uno de los puntos cardinales (N, S, E, O), 5 m por debajo de la sombra.
- Instalando un sistema polari-quadral se muestrea la flora (100 puntos por parcela, 400 puntos por orientación, 1600 puntos por clima).
- Además, se muestrea la flora por lechuzas a 3 m y 10 m de la cumbre.
- En cada orientación se instala un termómetro automático, enterrado a 10 cm de profundidad, que recoge datos cada hora.
- Los datos se transmiten mediante señal de radio y se reciben en un ordenador.

PRIMEROS RESULTADOS

Gracias a la repetición de los muestros en 2008 en las 18 ZP de Europa donde comenzó el proyecto, contamos ya con algunos resultados iniciales.

TERMOPILACIÓN DE LAS MONTAÑAS

- Las plantas amantes del calor (heliofilas), están desplazando a las especies alpinas más adaptadas al frío.
- Todas las especies muestran un exceso medio de 2,7 m, lo que conllevará la extinción de las especies más adaptadas al frío.
- En 2001 a 2008 la Tª media diaria de las mínimas en junio ascendió 1,6 °C en el Pirineo y Sierra Nevada, resultado más acusado que el de la media de 2,7 °C en el conjunto de las montañas estudiadas en Europa.
- Sin embargo, aumenta el número de especies en las zonas de las zonas boreo-templadas y disminuye en las mediterráneas.
- El período vegetativo (medido como Tª media diaria > 4 °C) en las tres ZP estudiadas, presenta una clara tendencia ascendente.

Imagen 9. 3 Cartel del proyecto GLORIA 2022.

9.10 Estudio de patógenos en parques nacionales de montaña.

Se ha colaborado con los investigadores de la Universidad de Zaragoza en la recogida de muestras de garrapatas para su posterior análisis y determinación de los patógenos existentes en estos ácaros parásitos (Programa de ciencia ciudadana “*Picaduras de conocimiento*”). Se colectaron diversas muestras que se etiquetaron y conservaron hasta su entrega junto con la información aneja a la misma. El trabajo se prolongó durante los meses de primavera y verano, época de mayor actividad de estas especies.



Fotografía 9. 7 (Izda.) Extracción de una garrapata de su huésped. **Fotografía 9. 8** (Dcha.) Garrapata en probeta con líquido conservante.

9.11 Reuniones de coordinación

Se han realizado diversas reuniones de coordinación con los diferentes grupos de investigación que han venido a trabajar al PNOMP durante la temporada 2022. En algunos casos se ha acompañado personalmente a los investigadores en una primera toma de contacto con el medio.

Se enumeran someramente los proyectos en los que se ha colaborado y los promotores de los mismos:

1. INIA - CSIC. Tiempo de Setas: el impacto del cambio climático en las comunidades de hongos del suelo en los parques nacionales españoles.
2. Universidad de Alcalá. Vulnerabilidad y riesgo de los ecosistemas de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) frente al cambio climático. Diseño de un sistema de alerta temprana y seguimiento de las masas forestales.
3. Universidad de Zaragoza (UNIZAR). Estudio de los ecosistemas acuáticos y el impacto del uso público sobre los mismos.
4. Centro de Ciencia y Tecnología forestal de Cataluña. Estudio de la vulnerabilidad de la biodiversidad y servicios climáticos en comunidades alpinas.
5. Universidad de Alicante. Efectos de los productos médico – veterinarios del ganado en la biodiversidad de la comunidad coprófaga: un estudio multidisciplinar y nuevas alternativas ecológicas.
6. Enfermedades emergentes en anfibios. (IMIB – CSIC)

9.12 Prácticas formativas y jornadas de voluntariado medioambiental.

En el transcurso de la temporada se ha tutorado las prácticas de fin de máster a un alumno que ha permanecido con el equipo de SARGA desde finales de junio a primeros de agosto, colaborando activamente en todos los trabajos de campo y de gabinete. El PNOMP y la empresa pública SARGA vienen colaborando desde hace muchas temporadas con diversas instituciones, en un programa de formación para alumnos de grado especializados en temas de medio natural; en 2022, con las limitaciones todavía impuestas por la pandemia del Covid-19 se decidió la formación para un solo alumno y así minimizar el riesgo existente que podría afectar a todo el equipo de trabajo.



Fotografía 9. 9 Alumno en prácticas en trabajos de seguimiento de rana pirenaica en 2022.

Por otra parte, se ha colaborado activamente con el programa de voluntariado medioambiental en parques nacionales. El voluntariado supone un trabajo altruista y desinteresado que los voluntarios ofrecen a cambio de la experiencia de pasar unos días en el medio natural, acompañados y tutelados de la mano de un experto, conociendo de primera mano los trabajos que se desarrollan en los parques nacionales y las problemáticas a las que se enfrentan.

En 2022 y, debido como en el caso anterior a las limitaciones por el Covid-19, sólo se pudo atender a dos campos de voluntariado que presentó la Asociación Herpetológica Española (AHE) y que se desarrollaron del 1 al 19 de septiembre en tandas de diez días cada grupo (1 grupo= 5 personas = 4 + monitor). Colaboraron activamente en los trabajos de seguimiento de topillo nival (*Chyonomis nivalis*), en trabajos de restauración de hábitats con la retirada de salvelinos (*Salvelinus fontinalis*) del humedal de As Fuens en Ordesa, en actividades de recogida de muestras de carnívoros con la EBD y en las propias de la A.H.E. como son el inventariado y cartografiado de las diferentes especies de herpetos presentes en el PNOMP.



Fotografía 9. 10 (Izda.) Voluntarios en el descaste de salvelino (*Salvellinus fontinallis*). **Fotografía 9. 11 (Dcha.)** Recogida de muestras de carnívoros con la EBD.



Fotografía 9. 12 (Izda.) Seguimiento de topillo nival **Fotografía 9. 13 (Dcha.)** Flora alpina.

El programa de voluntariado se desarrolló sin ninguna incidencia y, como de costumbre, la experiencia vivida tanto por los voluntarios como por los profesionales que comparten con ellos su tiempo y su trabajo fue del todo satisfactoria. A la magnífica experiencia humana y social que significa el voluntariado medioambiental se le une la ayuda prestada en algunos trabajos y el enriquecimiento que supone el compartir conocimientos y experiencias.

9.13 Elaboración de material divulgativo y didáctico para el PNOMP

En 2022 se han elaborado diferentes materiales divulgativos en forma de carteles diseñados tanto para la educación ambiental como para el complemento de los trabajos científicos que aquí se desarrollan. En concreto estos han sido:

- Carteles sobre la biología y amenazas de la rana pirenaica (*Rana pyrenaica*). Serie de tres carteles de gran tamaño donde se describe en profundidad a la especie: identificación, ciclo biológico, biocenosis, hábitat y distribución (cartel 1) / amenazas para su conservación (cartel 2) / Esfuerzos y medidas para su conservación (cartel 3).

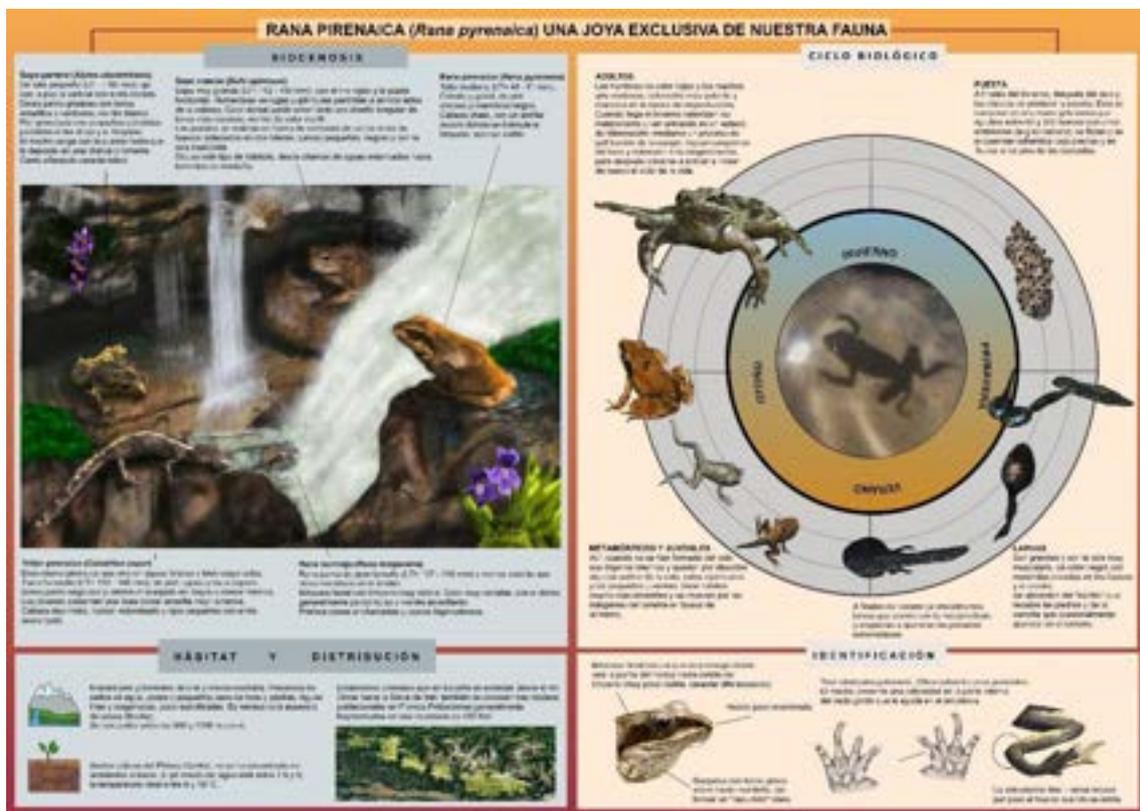


Imagen 9. 4 Cartel 1 de rana pirenaica (Biología).

RANA PIRENAICA (*Rana pyrenaica*). UNA ESPECIE EN PELIGRO DE EXTINCIÓN

La rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) fue descrita para la ciencia por el Dr. José Serra-Cobo en 1993. Desde entonces se han monitorizado sus núcleos poblacionales en el PNOCMP y realizado numerosos estudios a lo largo de su ámbito de distribución en los Pirineos. Son numerosas las amenazas que se ciernen sobre nuestros anfibios. A la transformación y pérdida de los hábitats hay que sumar el escenario actual de cambio climático, especialmente acusado en la alta montaña, con el consiguiente aumento de las temperaturas, la escasez de las precipitaciones y la aparición de episodios de alta intensidad que se traducen en fenómenos meteorológicos (heladas, vientos...) que pueden producir extinciones locales de la especie. Las enfermedades emergentes de los anfibios son hoy en día el mayor peligro para muchos especies, especialmente sensibles son aquellas de escasa distribución y aislamiento evolutivo, como es el caso de la rana pirenaica.

LAS ENFERMEDADES EMERGENTES DE LOS ANFIBIOS.

Los hongos del género *Batrachochytrium* (Bd) y los virus del género *Ranavirus* (Rv) son patógenos emergentes que ya infectan a centenares de especies de anfibios y han provocado mortandades masivas y extinciones de especies en todo el mundo.

Los virus del género *Ranavirus* producen lesiones internas que pueden manifestarse externamente en forma de hemorragias y úlceras. Los últimos estudios (Booth et al.) demuestran la alta susceptibilidad de la rana pirenaica a este patógeno, tanto en la prevalencia de la infección como en su intensidad, siendo esta última extraordinariamente alta.

El aislamiento geográfico, la dependencia del medio acuático y el incremento generalizado de las temperaturas debido al cambio climático hacen de la rana pirenaica una especie en grave peligro de conservación debido a su extrema sensibilidad a la ranivirosis.

El hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* causa la enfermedad conocida como "quitrinomicosis" en los anfibios, afectando a la piel de los mismos que, como sabemos cumple unas funciones vitales tanto en la homeostasis iónica y gaseosa como en el sistema de defensa inmunológico. No produce signos externos como en la anterior patología. Ha sido el causante de la desaparición de numerosas especies en el planeta, algunas tan famosas como el sapillo dorado de Costa Rica (*Rhombophryne*).

Un efecto colateral de la globalización ha sido la introducción de numerosas especies de flora y fauna, hongos y virus originados de otros continentes. Llegan a infectar a las especies autóctonas.

TRANSFORMACIÓN Y DÉTERIORO DEL HABITAT

La introducción de especies exóticas invasoras para la práctica de la pesca deportiva y la "regulación" de las zonas de cabeceos e ibones de alta montaña han provocado la desaparición de numerosas localidades de anfibios.

La práctica de deportes de aventura en zonas muy determinadas, claves para la reproducción. El baño en los torrentes de montaña y el uso de cremas solares y otros productos químicos lesivos para el medio ambiente.

La excesiva carga ganadera que soportan algunas cabeceos de torrentes supone una amenaza para los anfibios, debido a la eutrofización del agua, el riesgo por proteos y la destrucción de caudales.

Los residuos urbanos y la basura, los restos publicos, el arreglo de cunetas o la construcción de nuevas zonas forestales y depósitos contra incendios sin las medidas necesarias para la conservación de los anfibios.

La extinción de los anfibios es un fenómeno global cuyos consecuencias podrían ser muy graves de no se controla. La desaparición de una especie supone la pérdida de una especie por la vida que formó la evolución y que nunca más se volverá a repetir.

Imagen 9. 5 Cartel 2 de rana pirenaica (Problemática).

RANA PIRENAICA (*Rana pyrenaica*). AYÚDANOS A CONSERVARLA.

Cronología de una nueva especie

1998 La rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) fue descrita en 1998 en el valle de Bageru y descrita como nueva especie por el Dr. José Serra-Cobo en 1993. Los primeros estudios se centraron en conocer su **distribución y biología**. Se realiza un muestreo suficiente de individuos de forma al pararse al adentro a la protección y estudio de la naturaleza.

2007 Se crea el **Programa de Seguimiento** de la rana pirenaica, que monitoriza y analiza el estado de las 32 localidades censadas de la especie en el Parque.

2009 Los estudios sobre la rana pirenaica se extienden al resto de la cordillera pirenaica y se realizan los primeros muestros de distribución de la especie. Investigadores del Sistema Nacional de Ciencias Naturales (MNCN - CSIC) analizan el impacto del hongo quitridio *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) en la rana pirenaica y determinan la variabilidad genética de la especie (Dr. David Vences et al.).

2017 y 2018 se realizan una serie de muestros con permiso del Gobierno de Aragón (GA) dirigidos a valorar el estado de conservación de la rana pirenaica en su área de distribución, con 496 puntos muestrales con presencia en 347 de ellos) y un total de 138,6 km de línea pesquera.

2019 Los primeros resultados de la restauración de hábitats que la eliminación de especies invasoras autóctonas y la introducción de frutales en zonas de alta montaña. El equipo del Dr. Jaime Booth (MNCN - CSIC) estudia el impacto de las enfermedades emergentes de anfibios como el hongo quitridio en la enfermedad conocida como **Ranivirosis (Rv)**, descubriendo una alta sensibilidad al patógeno por parte de la rana pirenaica y, especies de mortandad asociada a la enfermedad en varias localidades del Parque Nacional.

2020 El Gobierno de Aragón impulsa el **Plan de Recuperación** de la rana pirenaica. Se incluye en la normativa para considerarla a la especie como "En Peligro" en el **Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón**. En 2021 se pone en marcha el programa de **cita en cautividad** con la colaboración de diferentes instituciones públicas y privadas (GA, PNOCMP, Asiento de Zaragoza, MNCN-CSIC, Asociación Meteorológica Española, ANPMA) y la educación de diferentes especies en Torla - Ordesa y Zaragoza.

2022 se incluye a la rana pirenaica como especie **EN PELIGRO** en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.

¿SABÍAS QUE...?

El clima en la alta montaña sigue cambiando. El riesgo de heladas de nieve. La reducción de los niveles de oxígeno atmosférico en las zonas de cabeceos de torrentes.

Las rana tiene la capacidad de resistir mejor el frío extremo y determinadas enfermedades, gracias a una mezcla de proteínas, factores, anticuerpos y otros compuestos que hacen de su organismo.

La rana pirenaica pasa el invierno en un estado de hibernación a través de un lento proceso de congelación de la sangre y sus órganos internos.

Los anfibios prestan a los seres humanos un gran servicio (control biológico de los plagas de insectos, polinizadores, indicadores de la salud ambiental) por ser sensibles a enfermedades. También sirven de inspiración para los avances médicos (insulina...) y biotecnológicos.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) es un comité de miembros compuesto por estados soberanos, agencias gubernamentales y organizaciones de la sociedad civil en la autoridad mundial en cuanto al estado de la naturaleza y sus recursos biológicos. La UICN establece para las diferentes especies un grado de catalogación según su estado de conservación.

A nivel nacional el Catálogo Español de Especies Amenazadas y, en nuestro Comunidad el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, establecen una serie de efectos protectores para las especies incluidas en los citados instrumentos.

Trabajos para su conservación

Seguimiento y monitorización de sus núcleos poblacionales.

Restauración de hábitats y afirmación de especies autóctonas.

Comunidad en las escuelas para conocer mejor la importancia de las enfermedades emergentes (Rv y Bd) en la rana pirenaica y desarrollar estrategias para su conservación.

Campaña de cita y estudio de la rana pirenaica. Experimentos y talleres "Plan de Recuperación de la especie y su entorno natural en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón"

Imagen 9. 6 Cartel 3 de rana pirenaica (Conservación).

- Póster sobre los coleópteros saproxílicos, en línea con los estudios que se realizan en el PNOMP con el *Osmoderma eremita* y otros coleópteros saproxílicos y xilófagos como *Rosalia alpina*.

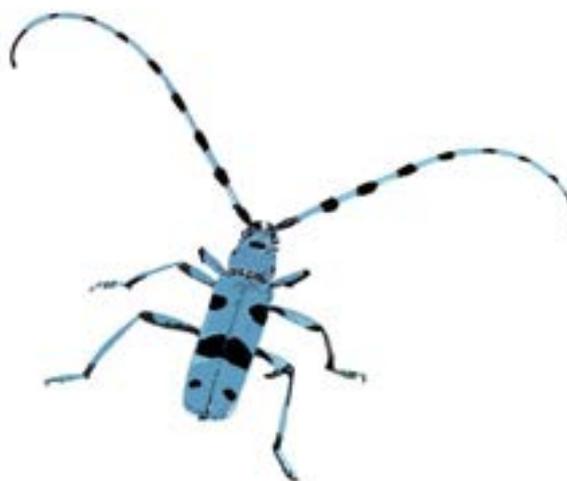


Imagen 9. 7 *Rosalia alpina*.

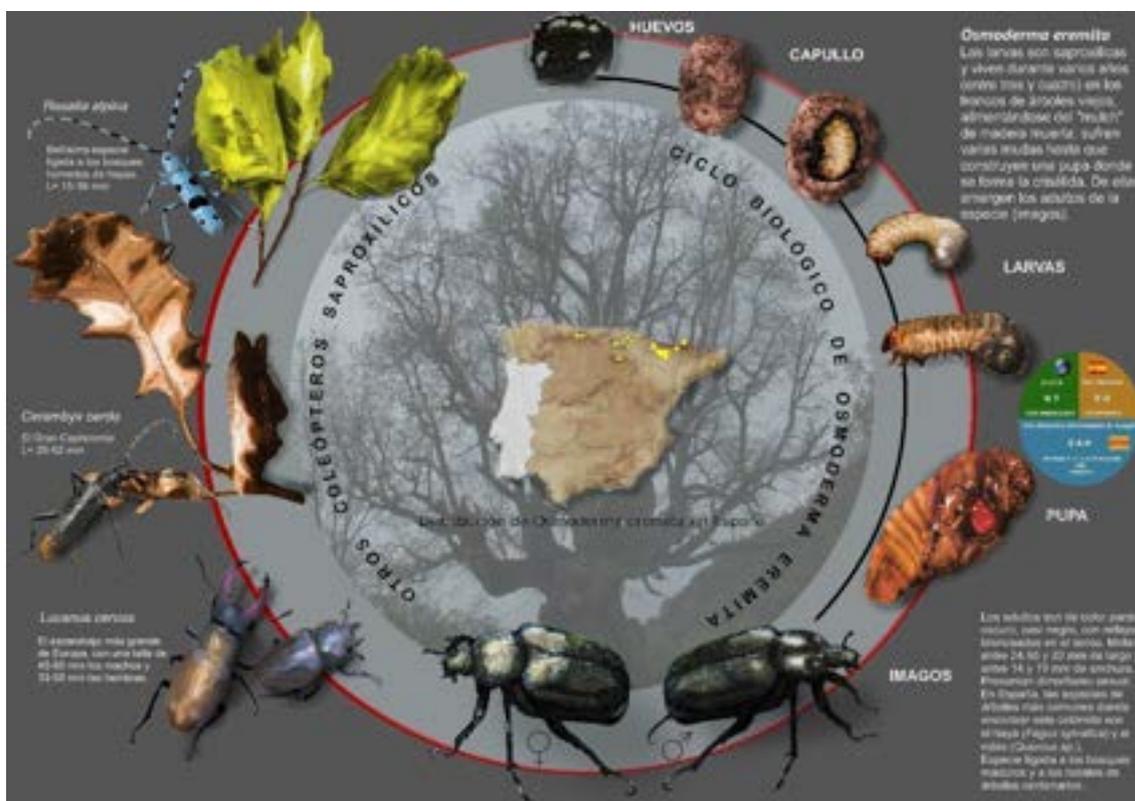


Imagen 9. 8 Lámina de coleópteros saproxílicos y xilófagos.

- Con motivo del descubrimiento en 2022 de una nueva especie de mamífero para el PNOMP, la rata topera (*Arvicola scherman*), se realizó una lámina de gran tamaño donde se detallan algunos aspectos de la especie, caracteres de identificación, mapa de distribución, esquemas de las galerías, los montones de tierra y sus diferencias con las del topo europeo (*Talpa europaea*).

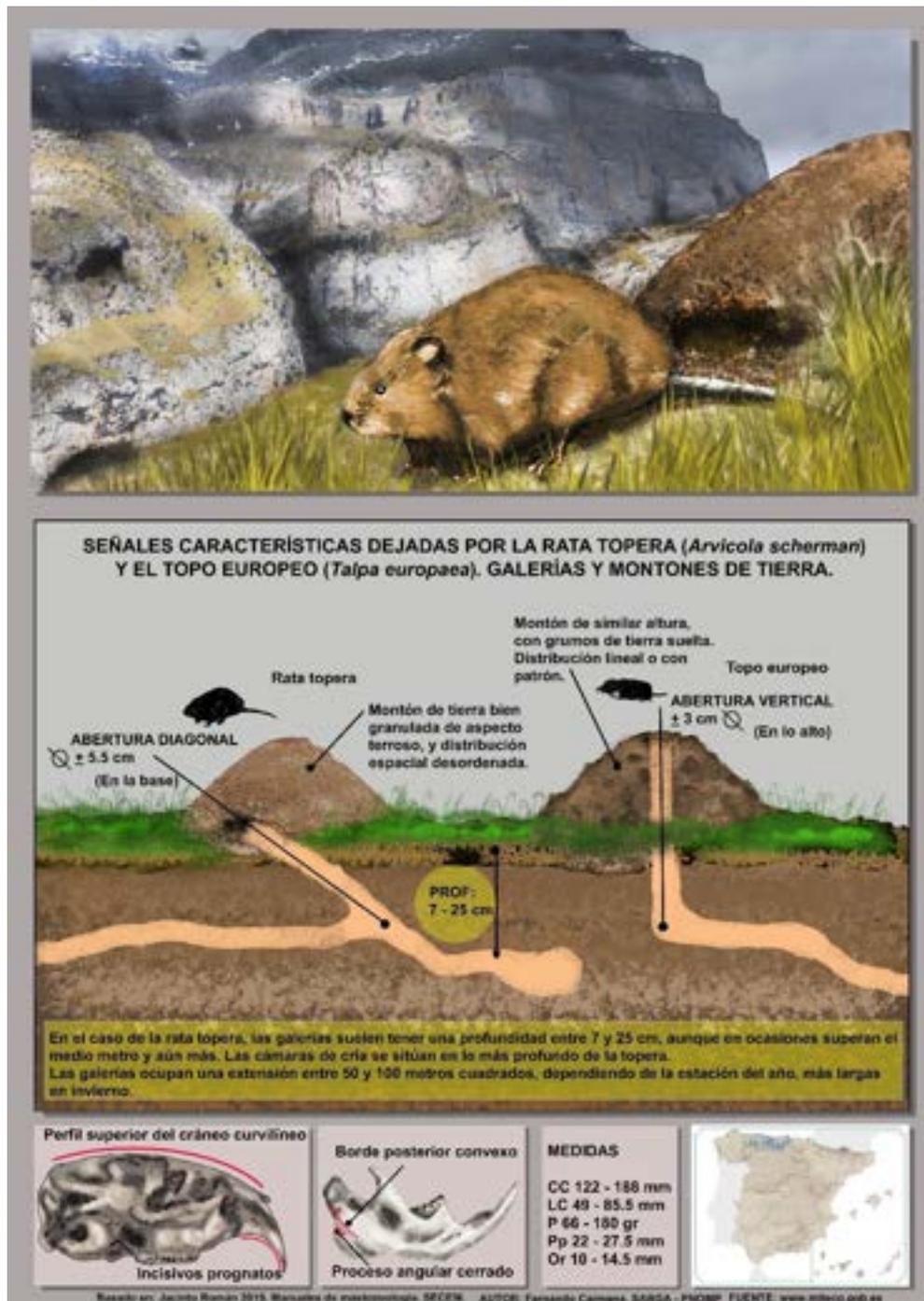


Imagen 9. 9 Lámina de rata topera (*Arvicola scherman*).

9.14 Otros trabajos

- ✓ Retirada de cajas nido para mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en Diazas.

El 28 de octubre se procede a la retirada de los nidales instalados en 2020 para favorecer la cría de mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en los pinares de Diazas. Una visita de revisión a los nidales verificó el mal estado de las cajas y su diseño no óptimo para el trabajo que se deseaba; en consecuencia se retiraron las cajas instaladas en los pinares de Diazas, en el paraje conocido como El Molar y fueron llevadas al almacén del Parador de Ordesa para su reciclaje. Ninguna de las cajas retiradas tenía indicios de haber sido ocupada por ninguna especie.

- ✓ Envío de fotos para diversas instituciones y eventos, como pueden ser el Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM) o la Feria Internacional de Turismo (FITUR). Dicho material y el divulgativo – científico, pasan a formar parte del archivo del PNOMP.
- ✓ Apoyo y revisión a los documentos expedidos por la dirección de esta propuesta en materias variadas como: el manual de uso del Parador de Ordesa, el acuaterrario instalado en el C.V de visitantes de Torla y la documentación necesaria para dar de alta el proyecto de cría ex situ de rana pirenaica, el proyecto bioacústico también de rana pirenaica, presentaciones varias (zapatito de dama...) y muchas otras actividades, resultado del trabajo en equipo que se intenta desarrollar en esta propuesta.